Série de la Protection de l'environnement

Protocole d'évaluation proposé pour les déchets solidifiés à base de ciment

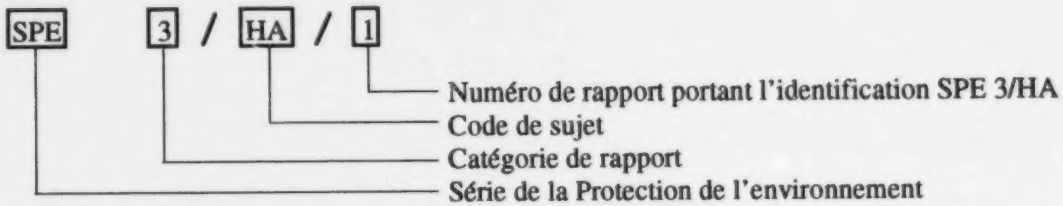
Rapport SPE 3/HA/9
Janvier 1992

Canada

Environnement Canada | Environment Canada

SÉRIE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

Exemple de numérotation :



Catégories

1 Règlements/Lignes directrices/ Codes de pratiques
2 Évaluation des problèmes et options de contrôle
3 Recherche et développement technologique
4 Revues de la documentation
5 Inventaires, examens et enquêtes
6 Évaluations des impacts sociaux, économiques et environnementaux
7 Surveillance
8 Propositions, analyses et énoncés de principes généraux
9 Guides

Sujets

AG Agriculture
AN Technologie anaérobie
AP Polluants atmosphériques
AT Toxicité aquatique
CC Produits chimiques commerciaux
CE Consommateurs et environnement
CI Industries chimiques
FA Activités fédérales
FP Traitement des aliments
HA Déchets dangereux
IC Chimie inorganique
MA Pollution marine
MM Exploitation minière et traitement des minéraux
NR Régions du Nord et rurales
PF Papier et fibres
PG Production d'électricité
PN Pétrole et gaz naturel
RA Réfrigération et climatisation
RM Méthodes de référence
SF Traitements de surface
SP Déversements de pétrole et de produits chimiques
SRM Méthodes de référence normalisées
TS Systèmes de transport
TX Textiles
UP Pollution urbaine
WP Protection/préservation du bois

Des sujets et des codes additionnels sont ajoutés au besoin. On peut obtenir une liste des publications de la SPE en s'adressant aux Publications de la Protection de l'environnement, Conservation et Protection, Environnement Canada, Ottawa (Ontario) K1A 0H3.

Printed on recycled paper

Imprimé sur du papier recyclé

Protocole d'évaluation proposé pour les déchets solidifiés à base de ciment

Centre technique des eaux usées
Environnement Canada

avec le soutien de

l'Office of Research and Development,
Environmental Protection Agency des États-Unis,

et de la

Direction de la gestion des déchets,
ministère de l'Environnement de l'Ontario

Rapport SPE 3/HA/9
Janvier 1992

92-02603/

DONNÉES DE CATALOGAGE AVANT PUBLICATION (CANADA)

Vedette principale au titre:

Protocole d'évaluation proposé pour les déchets solidifiés à base de ciment

(Rapport ; SPE 3/HA/9)
Publ. aussi en anglais sous le titre: Proposed evaluation protocol for cement-based solidified wastes.
Comprend un résumé en anglais.
Comprend des références bibliographiques.
ISBN 0-662-97239-2
N° de cat. MAS En49-4/3-9F

1. Déchets industriels -- Lixiviation. 2. Déchets dangereux. 3. Déchets -- Élimination -- Normes.
I. Centre technique des eaux usées (Canada).
II. Canada. Environment Canada. III. Ontario. Direction de la gestion des déchets. IV. États-Unis. Environmental Protection Agency. Office of Research and Development. V. Coll.: Rapport (Canada. Environnement Canada) ; SPE 3/HA/9.

TD897.5P6714 1991 363.72'8 C92-099527-6

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1992
N° de cat. En 49-4/3-9F
ISBN 0-662-97239-2

Commentaires

Les personnes qui désirent faire part de leurs commentaires sur la teneur du présent rapport sont priées de les adresser à :

Julia Stegemann
Centre technique des eaux usées
867 Lakeshore Road
C.P. 5068
Burlington (Ontario)
L7R 4A6

This publication is also available in English under the title *Proposed Evaluation Protocol for Cement-based Solidified Wastes*. For copies, please contact:

Environmental Protection Publications
Conservation and Protection
Environment Canada
Ottawa, Ontario
K1A 0H3

Résumé

Il existe de nombreux procédés de stabilisation chimique et de solidification des déchets industriels. Ces procédés permettent de réduire grandement ou d'éliminer la lixiviation de contaminants et d'assurer ainsi la protection à long terme de l'environnement.

Le présent protocole d'évaluation se veut un outil de prise de décision en vue de la gestion des déchets stabilisés/solidifiés (S/S). Il pourrait éventuellement être utilisé dans un cadre réglementaire. À cette fin, le protocole se fonde sur la mesure de plusieurs propriétés physiques, chimiques et mécaniques des déchets S/S dans le but d'évaluer différents scénarios d'utilisation et d'élimination. Un certain nombre de méthodes d'essai contenues dans ce protocole ont été analysées dans le cadre d'un projet mené par Environnement Canada en collaboration avec l'industrie. D'autres méthodes sont recommandées par des organismes de normalisation oeuvrant dans le domaine des déchets dangereux et radioactifs. Enfin, on a utilisé des procédés en cours d'élaboration pour mesurer quelques-unes des propriétés des déchets S/S.

L'efficacité d'un procédé de stabilisation/solidification varie normalement en fonction du type de déchet et de contaminant et, dans une certaine mesure, du milieu d'utilisation et d'élimination. Le protocole d'essai en laboratoire proposé pour mesurer la stabilité à long terme des déchets S/S tient compte à la fois des propriétés des déchets et des conditions d'utilisation ou d'élimination. Il évalue deux niveaux de confinement : le niveau 1, selon la division des contaminants, et le niveau 2, selon l'emprisonnement matériel.

Dans une évaluation de niveau 1, on mesure la quantité de contaminants susceptible d'être lixiviée de la matrice S/S ainsi que la résistance chimique à la lixiviation. Cette méthode permet d'estimer un risque potentiel maximum. La quantité de contaminants susceptible d'être extraite par lixiviation est mesurée à partir d'un échantillon finement broyé, soumis à un essai d'extraction discontinu, avec un rapport élevé liquide-solide. Les critères de rendement pour chaque contaminant sont établis sous forme de quantité susceptible d'être extraite, dont la valeur est exprimée en masse de contaminants lixiviés par masse de déchets S/S.

Une évaluation de niveau 2 est limitée aux déchets S/S monolithiques et tient compte de la capacité d'un bloc de déchets à offrir une résistance de transfert massique à la lixiviation des contaminants. Cette méthode comporte la mesure du potentiel de libération lente de contaminants à partir de monolithes de déchets S/S ainsi que l'estimation de la durabilité de la matrice (c.-à-d. sa capacité à maintenir son intégrité pendant une période prolongée). On n'effectue cette évaluation que si le bloc de déchets ne satisfait pas aux critères de niveau 1.

Ce protocole constitue la première tentative d'élaboration d'un guide de gestion des déchets solidifiés tenant compte des propriétés physiques, mécaniques et de lixiviation de ces derniers et des différentes conditions d'élimination. Alors qu'une série d'essais et de critères de rendement sont proposés à partir des connaissances actuelles, on espère que le protocole évoluera à mesure que la base de données sur les propriétés mesurées s'élargira et que notre compréhension des processus fondamentaux régissant la lixiviation à long terme s'améliorera, grâce à une recherche accrue dans le domaine de la caractérisation et de la modélisation.

Abstract

Many processes have been developed to chemically stabilize and solidify industrial wastes. These stabilization/solidification processes have the potential of greatly reducing or eliminating the leaching of contaminants, thereby offering long-term protection of the environment.

This evaluation protocol is a decision-making tool for managing stabilized/solidified (S/S) wastes. It could be used in a regulatory framework. For that purpose, the protocol is based on the measurement of several physical, engineering and chemical properties of S/S wastes in order to evaluate different utilization and disposal scenarios. Several of the testing methods in the protocol were evaluated in a cooperative project with the industry initiated by Environment Canada. Others are methods recommended by standards organizations in the fields of hazardous and radioactive wastes. Finally, some properties of S/S wastes are measured using methods that are still in their developmental stage.

The performance of a stabilization/solidification process is normally waste-specific, contaminant-specific and, to a certain extent, dependent on a utilization or disposal environment. The laboratory testing protocol proposed to estimate the long-term stability of S/S wastes takes into account both the waste properties and the utilization or disposal conditions. The protocol evaluates two levels of containment: Level 1, based on contaminant partitioning, and Level 2, based on physical entrapment.

A Level 1 evaluation involves measuring the amount of contaminants available for leaching from the S/S matrix and the chemical resistance to leaching. This approach evaluates a maximum potential risk. The amount of contaminant available for leaching is estimated using a finely ground sample, in a batch extraction test at a high liquid-to-solid ratio. Performance criteria are set for each contaminant in terms of amount available for leaching expressed as mass of contaminant leached per mass of S/S waste.

A Level 2 evaluation is limited to monolithic S/S wastes, recognizing the ability of a waste form to offer mass transfer resistance to the leaching of contaminants. This approach involves measuring the potential for slow release of contaminants

from S/S waste monoliths and matrix durability (i.e., its ability to maintain its integrity for a long period of time). A Level 2 evaluation is conducted only if the waste form does not meet the Level 1 criteria.

This protocol represents a first attempt at developing a management tool for solidified wastes that accounts for their physical, engineering and leaching properties as well as different disposal conditions. While a series of tests and performance criteria are proposed based on an existing body of knowledge, it is hoped that the protocol will evolve as the data base of measured properties is developed and as our understanding of the fundamental processes controlling long-term leaching improves with more characterization and modelling work.

Avant-propos

Le présent document propose une approche rationnelle qui permet de déterminer si les déchets solidifiés à base de ciment doivent encore être considérés comme dangereux et qui sert à établir, à partir des caractéristiques mesurées de ces déchets, les scénarios d'utilisation et d'élimination qui leur sont appropriés. L'un des objectifs importants du présent protocole est d'instituer un cadre propice à la réalisation d'études sur le terrain visant à rassembler des données sur les répercussions et l'applicabilité de la méthode de gestion des déchets proposée. Une base de données pourrait ainsi être mise sur pied afin de fournir des informations sur la valeur à long terme des différentes options de gestion. Le présent document a également pour objet d'engendrer des discussions sur la méthode proposée ou sur les solutions de rechange.

Dans sa forme actuelle, ce protocole ne constitue pas un ensemble de règlements ou de directives sur l'élimination ou l'utilisation des matières «dangereuses» et «non dangereuses». Par ailleurs, il ne reçoit l'appui officiel d'aucun organisme gouvernemental. Il est toutefois le fruit du travail d'experts faisant partie de divers organismes intéressés à la gestion des déchets, notamment Environnement Canada, le ministère de l'Environnement de l'Ontario, l'*Environmental Protection Agency* (EPA) des États-Unis, la fondation de recherche sur l'énergie des Pays-Bas, le *Committee D 34 on Waste Disposal* de l'*American Society for Testing and Materials* (ASTM) ainsi que plusieurs experts-conseils du secteur privé et organismes de gestion des déchets industriels.

Table des matières

Résumé v
Abstract vii
Avant-propos ix
Liste des figures xii
Liste des tableaux xiv
Glossaire xv

Section 1
Introduction 1

Section 2
Objectifs 2

Section 3
Portée et hypothèses 3

Section 4
Modèle de lixiviation conceptuel 4
4.1 Description générique d'un déchet stabilisé/solidifié à base de ciment 4
4.2 Mécanismes de lixiviation 6

Section 5
Scénarios d'utilisation et d'élimination 8
5.1 Utilisation non limitée 8
5.2 Utilisation limitée 8
5.3 Décharge séparée 8
5.4 Décharge contrôlée 9

Section 6
Évaluation 10
6.1 Méthode 10
6.2 Évaluation de niveau 0 : informations sur le procédé et la matrice échantillon 13
6.2.1 Description du procédé 15
6.2.2 Variations de masse et de volume 15
6.2.3 Porosité et saturation 15
6.2.4 Teneur en matières organiques 15
6.2.5 Concentration des contaminants 16
6.3 Évaluation de niveau 1 : immobilisation chimique 16
6.3.1 Concentrations initiales des lixiviats 17
6.3.2 Quantités de contaminants susceptibles d'être lixiviées 18
6.3.3 Capacité de neutralisation des acides 19

6.4 Évaluation de niveau 2 : emprisonnement matériel **20**
6.4.1 Mobilité des contaminants dans la matrice **21**
6.4.2 Conductivité hydraulique **23**
6.4.3 Résistance mécanique **23**
6.4.4 Altération **24**
6.4.5 Biodégradabilité **24**

Section 7
Base de données sur les propriétés des déchets stabilisés/solidifiés **26**
7.1 Évaluation de niveau 0 . . . . . .**42**
7.2 Évaluation de niveau 1 . . . . . .**42**
7.3 Évaluation de niveau 2 . . . . . .**43**

Section 8
Résumé **45**

Références **46**

Annexe
Sources des méthodes d'essai **49**

Liste des figures

1 Modèle de lixiviation conceptuel 7

2 Organigramme décisionnel pour le protocole d'évaluation proposé 11

3 Types de contaminants définis opérationnellement 17

4 Fraction cumulative lixiviée prévue 23

5 Graphique de distribution de la porosité totale 28

6 Graphique de distribution de la concentration initiale des contaminants 28
a) Arsenic 28
b) Cadmium 29
c) Chrome 29
d) Cuivre 30
e) Plomb 30
f) Mercure 31
g) Nickel 31
h) Zinc 32
i) Cyanure total 32
j) Phénol 33
k) Pentachlorophénol 33

7 Graphique de distribution de la quantité susceptible d'être lixiviée 34
a) Arsenic 34
b) Cadmium 34
c) Chrome 35
d) Plomb 35
e) Mercure 36

8 Graphique de distribution de la capacité de neutralisation des acides 36

9 Graphique de distribution de la mobilité des contaminants dans la matrice 37
a) Arsenic 37
b) Cadmium 37
c) Chrome 38
d) Plomb 38
e) Cyanure total 39
f) Phénol 39
g) Pentachlorophénol 40

10 Graphique de distribution de la conductivité hydraulique 40

11 Graphique de distribution de la résistance à la compression sans étreinte latérale 41

12 Graphique de distribution de l'altération 41
a) Altération due au gel/dégel 41
b) Altération due au mouillage/séchage 42

Liste des tableaux

1	Indicateurs de rendement choisis	10
2	Protocole d'essai	13
3	Critères de rendement pour les scénarios d'utilisation et d'élimination	14
4	Critères proposés pour la quantité de certains métaux susceptible d'être lixiviée	14
5	Concentration des contaminants dans les déchets bruts, dans le cadre du projet conjoint	27

Glossaire

Advection : Déplacement d'eau sous l'effet d'un gradient hydraulique.

Agent de lixiviation : Liquide entrant en contact soit avec l'échantillon au cours d'un essai de lixiviation, soit avec le bloc de déchets solides sur le lieu d'élimination.

Bloc de déchets : Masse solide et stable satisfaisant aux exigences préalables à l'élimination définitive.

Carbonatation : Attaque du béton et des substances alcalines par l'acide carbonique naturel. Ce phénomène est caractérisé par la transformation de l'hydrate de calcium en carbonate de calcium pouvant faire diminuer le pH dans les pores et affaiblir la matrice.

Ciment hydraulique : Substance qui durcit en présence d'eau de façon à acquérir certaines propriétés pour la construction.

Concentration initiale des contaminants : Concentration des substances contaminantes mesurée lors d'un essai d'extraction dans l'eau distillée, avec un rapport liquide-solide de 4:1 (*cf.* 6.3.1).

Conductivité hydraulique : Constante de proportionnalité (distance divisée par le temps) qui met en rapport la vitesse ou le flux de l'eau et le gradient hydraulique dans un milieu poreux.

Contaminant : Constituant en traces généralement indésirable rendant une autre substance impure.

Critère de rendement : Limite établie pour un indicateur de rendement.

Déchet solidifié : Liquide, solution, débris, boue ou poudre transformé sous forme solide et stable au moyen d'un procédé de solidification.

Diffusion moléculaire : Dissémination de molécules sous l'effet d'une différence de potentiel chimique.

Durabilité : Capacité des déchets solidifiés à résister à l'usure physique et aux attaques chimiques.

Échantillon monolithique : Échantillon de déchets stabilisés/solidifiés possédant, après 28 jours de durcissement, une résistance à la compression sans étreinte latérale d'au moins 350 kPa.

Échantillon ressemblant à de la terre : Échantillon de déchets stabilisés/solidifiés possédant, après 28 jours de durcissement, une résistance à la compression sans étreinte latérale de moins de 350 kPa.

Gradient hydraulique : Différence de potentiel hydraulique entre deux points, divisée par la distance qui les sépare.

Indicateur de rendement : Résultat d'une méthode d'essai choisi pour représenter une propriété clef d'un déchet solidifié.

Indice de lixiviabilité : Valeur (sans dimension) liée aux caractéristiques de lixiviation des déchets solidifiés mesurées lors de l'essai de lixiviation défini dans la norme de l'*American Nuclear Society* (ANS) ANSI/ANS 16.1, 1986.

Lixiviabilité : Tendance d'une matière solide à perdre ses éléments solubles ou sorbés sous l'effet dissolvant de l'eau.

Lixiviat : Agent de lixiviation ayant été mis en contact avec les déchets.

Lixiviation : Extraction, par contact avec un liquide, des éléments solubles d'un déchet solide.

Monolithique : Ensemble rigide, homogène et uniforme.

Porosité : Rapport volume des parties vides-volume total.

Propriété clef : Propriété intrinsèque d'un déchet stabilisé/solidifié, prise en considération sans égard à la méthode d'essai.

Quantité susceptible d'être lixiviée : Quantité de contaminants extraite lors d'un essai discontinu en série (pour les anions et les substances organiques) ou en employant la méthode d'extraction chimique séquentielle (pour les métaux) (*cf.* 6.3).

Stabilisation/solidification : Opérations consistant à préparer un déchet en vue d'un scénario d'utilisation ou d'élimination donné et aboutissant à une transformation chimique et physique de celui-ci.

Stabilité dimensionnelle : Propriété d'un déchet qui peut prendre une forme définie, conservée après son durcissement.

Vitesse de lixiviation : Quantité d'un constituant composant un échantillon ou un bloc de déchets solides lixiviée pendant un temps donné (p. ex., g/d).

Section 1

Introduction

Les déchets stabilisés/solidifiés (S/S) peuvent être caractérisés à diverses fins, ce qui suppose des critères très différents pour le choix des méthodes d'essai. Pour ce qui est de la recherche, on peut envisager un grand nombre de méthodes permettant d'obtenir des connaissances sur les propriétés morphologiques, chimiques et mécaniques des déchets. Même si l'on utilise souvent des méthodes d'essai normalisées, on ne délaisse pas pour autant d'autres méthodes, car il est possible de recueillir davantage d'informations en considérant un problème sous des angles différents. À des fins de gestion, on se sert de procédés et de critères de rendement normalisés de manière à déterminer de façon homogène la valeur des techniques appliquées à différents déchets dans divers scénarios d'élimination. En vue des études de traitabilité, on a besoin de méthodes simples et rapides qui permettent de trier les préparations et de choisir celles qui seraient soumises par la suite aux essais de gestion. Enfin, les déchets S/S peuvent également subir des essais d'assurance et de contrôle de la qualité dans le but de vérifier si le rendement obtenu en laboratoire peut être reproduit et maintenu à grande échelle ou sur le terrain.

Ce protocole d'évaluation vise à faciliter la prise de décisions en matière de gestion des déchets solidifiés. Aussi pourrait-il être utilisé dans un cadre réglementaire. Il prévoit de mesurer plusieurs propriétés physiques, chimiques et mécaniques des déchets S/S dans le but d'évaluer différents scénarios d'utilisation et d'élimination.

Un certain nombre de méthodes d'essai contenues dans ce protocole ont été analysées dans le cadre d'un projet mené par Environnement Canada en collaboration avec les représentants de l'industrie de la stabilisation et de la solidification des déchets (Stegemann et Côté, 1990 et 1991). Les autres méthodes considérées étaient des normes de l'*American Society for Testing and Materials* (ASTM) ou de l'*American Nuclear Society* (ANS) ou provenaient du protocole ayant trait aux blocs de déchets faiblement radioactifs recommandé par la *U.S. Nuclear Regulatory Commission* (Jungling et Greeves, 1989). Les méthodes d'essai existantes portant sur la lixiviation ont été examinées, classifiées et évaluées dans un autre document (CTEU, 1990). Le présent document vise surtout à proposer une approche pour la gestion des déchets S/S. Il est entendu que les procédés utilisés lors de la préparation de ce protocole pourraient être remplacés par des méthodes améliorées au fur et à mesure que des progrès seront réalisés dans le domaine et que la base de données s'élargira.

Les termes et expressions ayant une signification spéciale dans le présent document sont définis dans le glossaire présenté dans les pages précédentes.

Section 2

Objectifs

Le présent document a principalement pour objet de proposer une méthode d'évaluation de la lixiviabilité à long terme des déchets stabilisés/solidifiés. Les objectifs secondaires sont les suivants :

1) identifier les propriétés clefs des déchets solidifiés ainsi que les principaux mécanismes de désagrégation physique et de lixiviation;

2) choisir des indicateurs de rendement faciles à mesurer et correspondant aux propriétés clefs, dans le cadre d'un programme d'essai en laboratoire;

3) établir des méthodes d'essai pour les indicateurs de rendement;

4) déterminer des critères de rendement pour chaque indicateur de rendement en vue de quatre scénarios types d'utilisation et d'élimination des déchets solidifiés.

Section 3

Portée et hypothèses

Le protocole proposé comprend un ensemble d'essais à l'échelle de laboratoire pouvant être menés dans la plupart des laboratoires spécialisés en environnement et en géotechnique. Il a été spécialement conçu pour évaluer les blocs de déchets à base de ciment. Pour obtenir ce type de bloc, on ajoute du ciment hydraulique (comme du ciment Portland, de la cendre volante, de la poussière de four à ciment et du laitier broyé de haut fourneau) aux déchets. Cette technique très efficace avec les déchets inorganiques doit être adaptée à des déchets précis. Même si le protocole touche principalement les déchets inorganiques, on peut mesurer les contaminants organiques présents dans une matrice composée principalement d'éléments inorganiques, pourvu que ces contaminants ne soient pas volatils. L'application des critères de rendement aux déchets non traités (p. ex., résidus d'incinérateur) ou aux blocs de déchets préparés avec des matières différentes des ciments hydrauliques (p. ex., déchets enveloppés dans du bitume ou du verre) n'est pas visée par ce protocole.

La lixiviation (par contact avec l'eau pluviale d'infiltration ou l'eau souterraine) est considérée comme le principal moyen de contamination de l'environnement par les déchets S/S. D'autres modes, comme la volatilisation ou la mobilisation des particules, ne sont pas traités dans ce document.

Le potentiel de lixiviation est fonction des propriétés des déchets et des conditions prévalant dans le milieu, qu'il s'agisse d'un scénario d'utilisation ou d'une décharge. Ce protocole se limite à mesurer les propriétés clefs des déchets en rapport avec les principaux mécanismes de lixiviation afin d'évaluer si un type de déchet convient à tel ou tel scénario d'élimination ou d'utilisation, et à analyser ces propriétés dans l'optique de la protection de l'environnement. Par exemple, on étudie la résistance mécanique nécessaire à la durabilité à long terme mais on n'évalue pas la résistance requise pour un scénario d'utilisation précis. Du point de vue économique, il est toujours préférable d'utiliser un déchet que de l'éliminer, pourvu que cela soit fait de façon à ne pas poser un risque inacceptable pour l'environnement.

Section 4

Modèle de lixiviation conceptuel

La présente section propose les modèles génériques d'un bloc de déchets à base de ciment et des processus de lixiviation qui permettent de choisir les indicateurs de rendement. Ces modèles ont été établis à partir d'une revue complète des textes publiés dans le domaine (CTEU, 1990), d'une base de données sur les propriétés des déchets S/S (Stegemann et Côté, 1990 et 1991) et de la modélisation mathématique des phénomènes de lixiviation (Côté, 1986).

4.1 Description générique d'un déchet stabilisé/solidifié à base de ciment

D'un point de vue macroscopique, une opération de stabilisation/solidification correctement effectuée donne un mélange homogène de déchets et d'additifs. Le degré de mélange intime et microscopique dépend de la nature des déchets et des additifs ainsi que de la méthode et de l'intensité du mélange. Normalement, le déchet est dispersé en particules fines dans la matrice mais forme des morceaux de temps à autre. Ces derniers peuvent correspondre, par exemple, aux grains floculés des boues métalliques obtenues par le traitement physique ou chimique des eaux usées ou aux agglomérats de particules présents dans un sol contaminé. On assure la stabilité dimensionnelle de la matrice en mélangeant des particules additives (et parfois des particules présentes dans le déchet) à des produits cimenteux de façon à former la base de la matrice. Les morceaux de déchet sont emprisonnés au cours du processus.

Tous les déchets S/S à base de ciment sont des matières poreuses. Stegemann et Côté (1991), qui ont mesuré la porosité de 69 produits solidifiés, ont obtenu des résultats qui vont de 0,16 à 0,81, avec une médiane de 0,57. Côté (1986) a montré que la porosité se répartissait normalement en trois grandes catégories : les pores supérieurs à 100 µm, les pores d'environ 1 µm et les pores inférieurs à 0,1 µm. Les pores supérieurs à 100 µm sont des espaces vides entre les morceaux de déchets ou les particules additives. Ceux d'environ 1 µm constituent des vides entre les particules des morceaux. Enfin, les pores inférieurs à 0,1 µm correspondent à des vides à l'intérieur des particules solides (ciment hydraté, cendre volante, argile, etc.). Des études effectuées à l'aide d'un marqueur ont indiqué qu'une partie seulement des pores étaient reliés entre eux et à l'extérieur du bloc. Cette fraction constitue la porosité ouverte du déchet S/S. Les pores non rattachés à ce réseau forment la porosité fermée.

Au départ, les pores des blocs de déchets à base de ciment peuvent n'être que partiellement saturés d'eau. Cette situation est attribuable au fait que le mélange des additifs secs absorbe l'eau contenue dans le déchet et l'utilise dans des réactions d'hydratation. Une fois immergée dans l'eau, la matrice tend à devenir saturée d'eau.

La micromorphologie de la matrice détermine la facilité avec laquelle l'eau peut pénétrer dans un déchet S/S. Il a été établi

que la conductivité hydraulique des déchets S/S pouvait varier de plusieurs puissances de dix, allant de valeurs faibles, qui correspondent généralement aux argiles compactées, à des valeurs élevées semblables à celles de sols limoneux.

La durabilité d'un déchet S/S est liée à sa capacité à résister à l'usure matérielle et à l'attaque chimique. Les mécanismes physiques de désagrégation comprennent l'érosion éolienne et hydrique ainsi que la rupture de la matrice à la suite de cycles de gel/dégel ou de mouillage/séchage. On détient peu de données sur l'érosion mais il a été démontré que les déchets S/S pouvaient se désintégrer sous l'effet de cycles répétés de gel/dégel ou de mouillage/séchage. On peut rendre la plupart des déchets solidifiés plus solides et, par conséquent, plus résistants à la désagrégation matérielle en ajoutant davantage de ciment et d'additifs de béton spéciaux. Cela présente cependant l'inconvénient d'augmenter le coût des additifs et le volume des déchets.

Les mécanismes chimiques de désagrégation concernent l'action lixiviante de l'eau ou d'autres solutions sur la base de la matrice. Les déchets stabilisés/solidifiés possèdent des propriétés qui laissent supposer une bonne résistance aux attaques chimiques dans l'environnement. Cette constatation se fonde sur des observations relatives à la durabilité d'une substance semblable (ciment pouzzolanique romain) et sur des résultats expérimentaux (Stegemann et Côté, 1991). La base des déchets S/S consiste généralement en composés chimiques comme des minéraux, des oxydes métalliques amorphes et des produits d'hydratation du ciment dont la solubilité dans l'eau naturelle est réduite. Par ailleurs, l'ajout de ciment crée un milieu stable à pH élevé, dans lequel la plupart des métaux lourds possèdent une solubilité très faible. Le pH dans les pores s'échelonne de 11 à 13 et la matrice a une capacité élevée de neutralisation des acides.

La carbonatation constitue un mécanisme potentiel de désagrégation qui a été abondamment étudié pour le béton (Calleja, 1980), mais peu pour les déchets S/S. Le fait que ces derniers soient enfouis et ainsi séparés du gaz carbonique contenu dans l'atmosphère laisse croire que la carbonatation ne devrait pas influer sur leur durabilité.

La désagrégation biologique des déchets S/S est un autre phénomène ayant fait l'objet de peu de recherche, étant donné que la solidification a surtout été appliquée aux déchets inorganiques. Il faut noter, toutefois, que le pH élevé obtenu avec le ciment n'est pas favorable au développement de matières biologiques même si la matrice renferme une grande quantité de matière organique.

Le confinement des contaminants dans une matrice de déchets solidifiés dépend de mécanismes physiques et chimiques. D'un point de vue physique, les contaminants peuvent être classés selon la facilité avec laquelle ils sont extraits de la matrice. La quantité totale d'un contaminant peut se rapporter à l'une des deux quantités suivantes : 1) la quantité présente à l'intérieur ou près de la porosité ouverte et 2) la quantité présente à l'intérieur ou près de la porosité fermée. On dispose de peu d'informations sur la distribution matérielle des contaminants dans des matrices de déchets S/S car les techniques microchimiques et micromorphologiques requises demandent beaucoup de soin, sont difficiles à quantifier et s'avèrent souvent destructrices.

Les contaminants peuvent être également classés selon leur division chimique dans la matrice. La quantité totale d'un contaminant peut être liée soit à la solution dans les pores, soit à un élément de la phase solide. La lixiviation de la partie dissoute dans cette solution n'est limitée que par les contraintes physiques. Dans la mesure du possible, les déchets sont traités de façon à fixer les contaminants en phase solide. La réversibilité des réactions liées au traitement (c.-à-d. le potentiel des contaminants à être solubilisés à nouveau par l'agent de lixiviation) détermine si les contaminants sont susceptibles d'être extraits par lixiviation.

4.2 Mécanismes de lixiviation

La conductivité hydraulique d'un déchet S/S nous indique si la lixiviation s'effectuera surtout par advection ou par diffusion moléculaire. Pour un gradient hydraulique d'environ 1, la diffusion peut être négligeable si la conductivité est supérieure à 10^{-9} m/s (Shackelford, 1988). Par contre, si la conductivité est inférieure à 10^{-9} m/s, la diffusion restreint la vitesse de transport. Lorsque deux substances possédant des conductivités hydrauliques différentes sont en cause (déchet S/S et sol environnant), une analyse effectuée par Atkinson (1985) a révélé que l'eau pluviale d'infiltration ou l'eau souterraine circule principalement autour du déchet ou à travers celui-ci et peut ainsi réguler le processus de transport des contaminants. Si la conductivité hydraulique du déchet S/S est beaucoup plus faible (p.ex., de cent fois) que celle de la substance environnante, l'eau choisit le chemin qui présente le moins de résistance, en l'occurrence principalement autour du déchet. Dans ce cas, la lixiviation est limitée par la diffusion moléculaire dans la porosité ouverte de la matrice de déchets S/S (même si la conductivité du déchet S/S est supérieure à 10^{-9} m/s). Lorsque les contaminants atteignent l'interface déchet S/S - substance environnante, ils sont emportés par l'eau souterraine. Si, par ailleurs, la conductivité hydraulique du déchet solidifié est égale ou supérieure à celle de la substance environnante, l'eau traverse le déchet. La solution d'eau dans les pores est ainsi déplacée et la lixiviation se fait surtout par advection.

Plusieurs mécanismes de transport et réactions chimiques qui constitueraient un modèle de lixiviation mécaniste complet sont illustrés à la figure 1. Un contaminant est, à l'origine, présent dans la matrice de déchets sous une forme immobile (C_{im}) et sous une forme mobile (C_{mo}). Dans le premier cas, le contaminant est immobilisé en raison de mécanismes physiques et chimiques (c.-à-d. chimiquement en phase solide ou physiquement extrait de la porosité ouverte). Le contaminant mobile se trouve en solution dans la porosité ouverte. Le contaminant immobile est soumis à la mobilisation si l'équilibre local est rompu en raison du transport des contaminants mobiles par diffusion ou advection.

La mobilisation peut survenir par dissolution des précipités, désorption des surfaces solides, transport des pores fermés de la base de la matrice à la porosité ouverte ou, plus vraisemblablement, par une combinaison de tous ces processus.

Les phénomènes de surface illustrés à la figure 1 concernent les réactions chimiques survenant entre deux liquides normalement très différents, à savoir l'eau souterraine et le lixiviat. Il peut se produire des réactions de précipitation qui modifient les niveaux de contaminants solubles ainsi que la

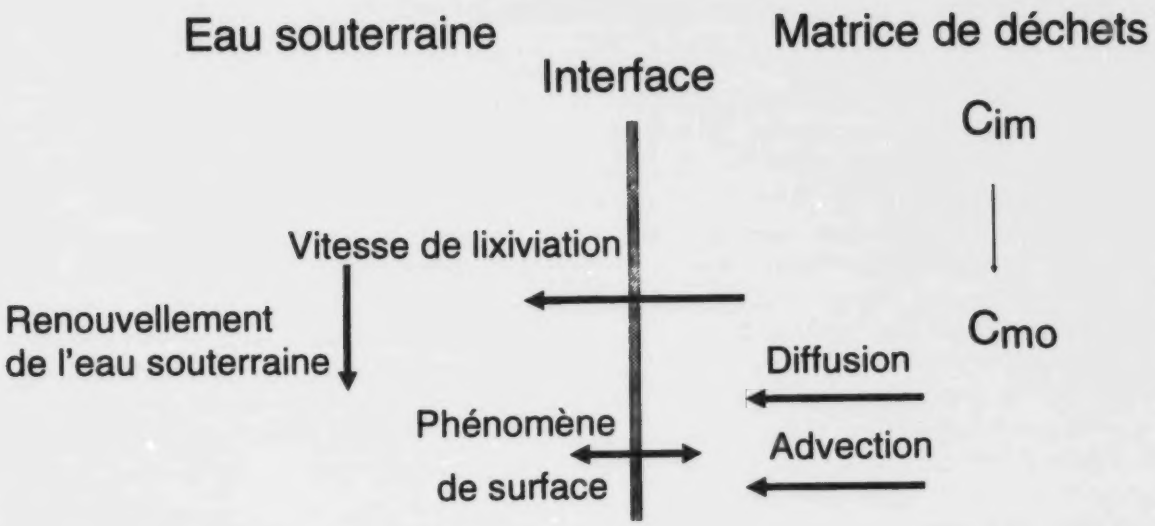


Figure 1 Modèle de lixiviation conceptuel

morphologie du déchet S/S et du sol se trouvant près de l'interface.

Il existe des modèles mathématiques simples permettant d'estimer l'importance relative de ces divers mécanismes de lixiviation (Côté et Bridle, 1987). On a employé ces modèles pour identifier les indicateurs de rendement présentés à la figure 1.

Section 5

Scénarios d'utilisation et d'élimination

Les procédés de stabilisation/solidification des déchets servent à assurer le confinement maximum des contaminants environnementaux. Dans la mesure du possible, il faut privilégier l'utilisation aux dépens de l'élimination afin de réduire le volume de déchets dans les décharges. S'il est nécessaire d'avoir recours à des décharges, le degré de protection environnementale assuré par la stabilisation/ solidification devrait permettre de procéder à l'envoi des déchets dans des décharges moins coûteuses, étant donné que le besoin en barrières ou en recouvrement artificiels est réduit ou éliminé.

Pour les besoins du présent protocole, on a retenu deux scénarios d'utilisation et deux autres d'élimination qui nécessitent différents degrés de confinement des contaminants dans un déchet S/S. Ces scénarios sont brièvement décrits plus bas, par ordre décroissant des exigences en matière de rendement pour un déchet S/S.

Les déchets S/S jugés non aptes à être utilisés ou éliminés, selon l'un de ces scénarios, devraient être soumis à un traitement plus efficace ou placés dans une décharge sûre. Dans ce type de décharge, la retenue des contaminants dépend davantage des barrières artificielles et du milieu géologique que des propriétés des déchets. L'espace est un facteur très important; le traitement des déchets qui en augmente le volume est donc généralement indésirable. Les exigences en matière de rendement pour les déchets S/S placés dans des décharges sûres ne sont pas étudiées dans ce protocole.

5.1 Utilisation non limitée

Dans un scénario d'utilisation non limitée, le déchet S/S a un potentiel de lixiviation négligeable et peut être employé sur la terre ou dans l'eau (p. ex., en tant que matériau de construction) de la même façon qu'une substance naturelle. Lorsqu'un déchet et un procédé de stabilisation/solidification donnés ont été approuvés, le produit qui en résulte n'est plus soumis aux règlements relatifs à la gestion des déchets.

5.2 Utilisation limitée

En vertu de ce scénario, le potentiel de lixiviation du déchet S/S est acceptable pour un emploi précis (p. ex., remise en état d'une carrière, fermeture d'une lagune, matériau de construction de route). Les répercussions environnementales de la lixiviabilité du déchet S/S mesurée au moyen du présent protocole devraient être évaluées et son utilisation devrait être approuvée en fonction du site.

5.3 Décharge séparée

Si l'on envisage un scénario d'élimination dans une décharge séparée, le déchet S/S n'est pas jugé apte à être utilisé ou son utilisation n'est ni possible ni réalisable. Ce déchet est isolé des autres déchets dans une décharge séparée qui n'est pas nécessairement dotée de barrières artificielles ou d'un système de captage du lixiviat.

5.4 Décharge contrôlée

Dans ce scénario, le déchet S/S ne peut être ni utilisé ni placé dans une décharge séparée sans dispositif artificiel spécial de protection de l'environnement. Il peut être mis avec les ordures municipales dans une décharge contrôlée.

Section 6

Évaluation

6.1 Méthode

Le modèle de lixiviation décrit dans la section 4 et illustré à la figure 1 est une simplification de phénomènes complexes survenant dans les conditions réelles. Il a servi à identifier les propriétés clefs des déchets S/S en rapport avec leurs répercussions potentielles sur l'environnement dans le cadre des scénarios d'utilisation et d'élimination. Ces propriétés apparaissent dans la deuxième colonne du tableau 1. Un ou plusieurs indicateurs de rendement servent à caractériser chaque propriété clef (voir la colonne 3). Un indicateur de rendement constitue une observation expérimentale directe permettant de mesurer une propriété clef. Ces indicateurs ont été regroupés en trois catégories correspondant aux informations essentielles (niveau 0) et à deux niveaux de confinement (mentionnés dans la colonne 1 du tableau 1) :

niveau 1 - confinement par division des contaminants;

niveau 2 - confinement par emprisonnement matériel.

La figure 2 montre la hiérarchie des niveaux et leur rapport avec l'évaluation des quatre scénarios d'utilisation et d'élimination.

Tableau 1 Indicateurs de rendement choisis

Niveau	Propriétés clefs	Indicateurs de rendement	Expression
0	Préparation de l'échantillon	Description du procédé Variation de masse/volume	[p^{ds}/p^{ds} hum.] rapport
0	Composition de la matrice	Porosité/ Saturation Teneur en matières organiques Concentration des contaminants	[V/V] [%] [%] [mg/kg humide], dans le déchet
1	Division des contaminants	Concentration initiale des lixiviats Quantité de contaminants susceptible d'être lixiviée	[mg/L], dans le lixiviat [mg/kg humide], dans le déchet
1	Durabilité chimique	Capacité de neutralisation des acides	[éq/kg], dans le déchet
2	Libération lente (autour)	Mobilité des contaminants dans la matrice	Indice de lixiviabilité (diffusivité)
2	Libération lente (à travers)	Conductivité hydraulique	[m/s]
2	Durabilité physique	Résistance physique (avant/après immersion) Altération	[kPa] [perte de poids %]
2	Durabilité biologique	Biodégradabilité	[réussite/échec]

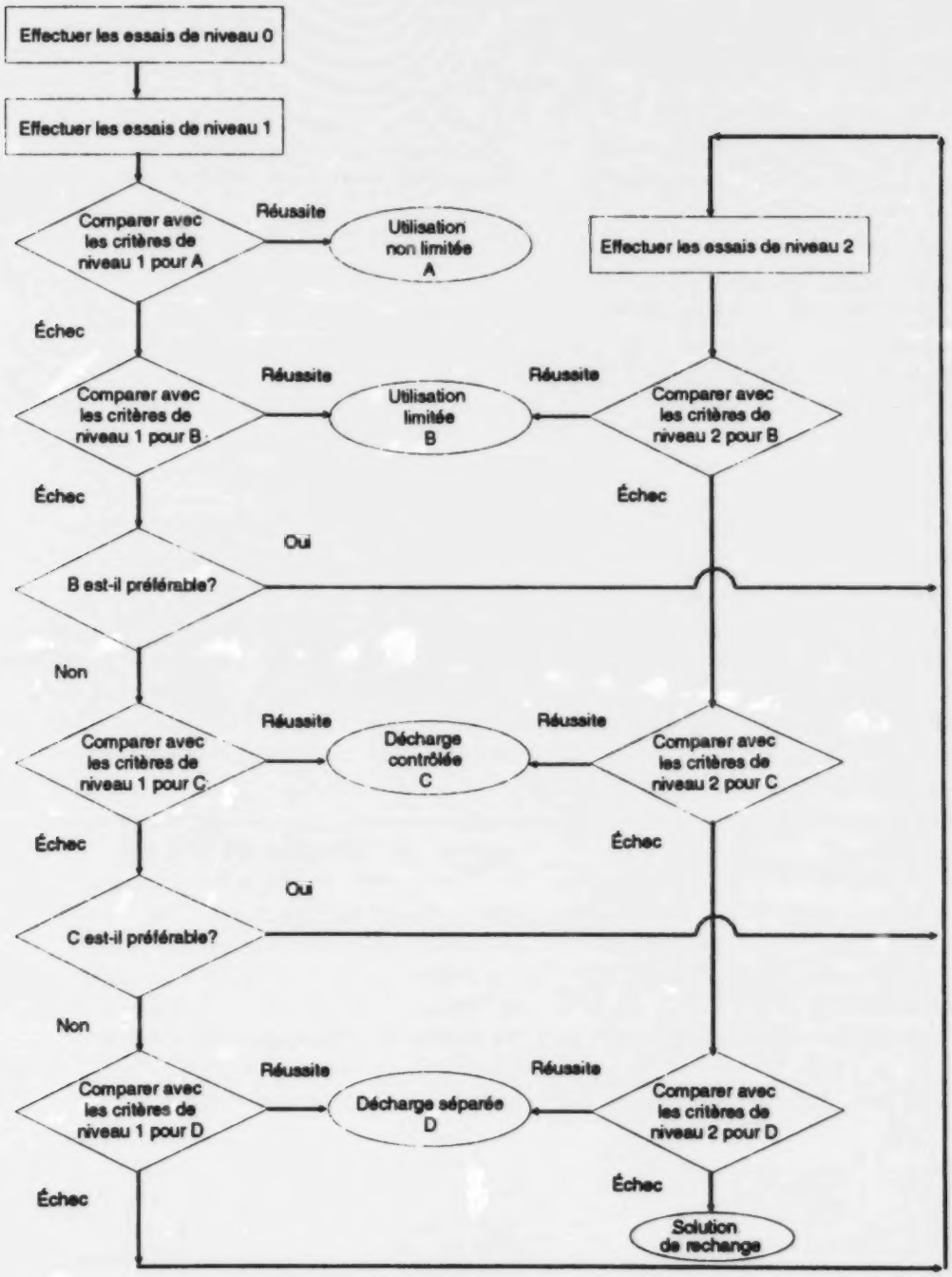


Figure 2 Organigramme décisionnel pour le protocole d'évaluation proposé

Une évaluation de niveau 0 vise à obtenir des informations essentielles sur le procédé et l'échantillon de déchets S/S, renseignements servant à interpréter les résultats des évaluations des niveaux 1 et 2.

Au niveau 1, on mesure la quantité de contaminants libérée de la matrice par lixiviation ainsi que la résistance chimique à la lixiviation. On ne fait pas de distinction entre les substances ressemblant à de la terre et les substances monolithiques. Tous les échantillons sont finement broyés avant les essais de façon à s'assurer que la taille des particules et l'intégrité matérielle des échantillons ne varient pas au cours de l'évaluation. Cette méthode permet d'estimer un risque potentiel fondé principalement sur les mécanismes chimiques de confinement. Si un déchet S/S satisfait aux critères de rendement de niveau 1, aucune précaution spéciale n'est nécessaire pour le protéger de la désagrégation qui pourrait survenir lors de son transport et de sa mise en place ou après son élimination.

Une évaluation de niveau 2 est à toutes fins utiles limitée aux déchets S/S monolithiques, car elle concerne la capacité d'un bloc de déchets à offrir une résistance de transfert massique à la lixiviation des contaminants. Elle consiste aussi à mesurer le potentiel de libération lente des contaminants à partir d'échantillons monolithiques. La détermination de la durabilité des déchets S/S constitue un important aspect de cette évaluation. Il faut que les opérations de transport et de mise en place de même que les conditions d'élimination à long terme puissent protéger l'intégrité des déchets approuvés au niveau 2.

Un organigramme présentant la méthode utilisée pour l'évaluation d'un déchet S/S dans le cadre de ce protocole apparaît à la figure 2. D'abord, le déchet est soumis aux essais des niveaux 0 et 1. Les résultats obtenus sont ensuite jugés selon les critères de niveau 1 pour une utilisation non limitée (identifiée par la lettre «A» dans la figure 2). Si le déchet satisfait à ces critères, il est considéré acceptable en vue d'une utilisation non limitée. Sinon, les résultats de niveau 1 sont soumis aux critères de niveau 1 pour l'utilisation limitée (identifiée par la lettre «B» dans la figure 2). Si le déchet respecte ces critères, il est considéré acceptable aux fins d'une utilisation limitée. Sinon, les résultats de niveau 1 sont analysés en fonction des critères de niveau 1, de façon à établir si le déchet peut être placé dans une décharge séparée (identifiée par la lettre «C» dans la figure 2), ou on effectue les essais de niveau 2 pour déterminer s'il est acceptable en vue d'une utilisation limitée selon les critères de niveau 2. Cette méthode de prise de décision peut être répétée, tel que l'indique la figure 2, de manière à pouvoir juger si les scénarios d'élimination conviennent au déchet. Si celui-ci ne satisfait ni aux critères de niveau 1 ni aux critères de niveau 2 pour l'élimination dans une décharge contrôlée (identifiée par la lettre «D» dans la figure 2), il doit être soit mis dans une décharge sûre, soit, de préférence, soumis à un nouveau type de traitement et réévalué.

Les sections suivantes énumèrent les raisons pour lesquelles on a choisi les indicateurs et les critères de rendement dont il est question. Des méthodes d'essai sont recommandées pour chaque indicateur au tableau 2. Pour chacune de ces méthodes, la source est identifiée, les principales caractéristiques décrites et les problèmes potentiels indiqués. Les méthodes sujettes à amélioration ou les méthodes de rechange sont mentionnées au besoin. Les critères de rendement pour chacun des quatre scénarios d'utilisation et

Tableau 2 Protocole d'essai

Niveau	Indicateur de rendement	Méthode d'essai	Méthode recommandée	Nombre minimum de répétitions
0	Description du procédé	Aucun essai nécessaire	s. o.	s. o.
0	Variation de masse/volume	Masse volumique en vrac	Protocole CTEU, méthode 2	3
0	Porosité/saturation	Teneur en humidité Masse volumique en vrac Densité relative des matières solides	Protocole du CTEU, méthode 4 Protocole du CTEU, méthode 2 Protocole du CTEU, méthode 3b	3 3 2
0	Teneur en matières organiques	Teneur totale en matières organiques	(CTEU, 1985)	3
0	Concentration des contaminants	Digestion/extraction et analyse	(EPA, 1980)	3
1	Concentration initiale des lixiviats	Extraction rapport liquide-solide faible	Protocole du CTEU, méthode 9	4
1	Quantité de contaminants susceptible d'être lixiviée	Extraction pH faible	TCLP modifiée	4
1	Capacité de neutralisation des acides	Titrage avec acide	Protocole du CTEU, méthode 11	3
2	Mobilité des contaminants dans la matrice	Essai de lixiviation dynamique	ANSI/ANS-16.1	1
2	Conductivité hydraulique	Perméabilité à pression décroissante	Protocole du CTEU, méthode 5	4
2	Résistance physique (avant/après immersion)	Résistance à la compression	Protocole du CTEU, méthode 6	4
2	Altération	Cycles de gel/dégel ou mouillage/séchage	ASTM D 4842-89 ASTM D 4843-89	4
2	Biodégradabilité	Développement de matières biologiques	ASTM G 21-70 et G 22-76	3

Remarque : Les sources des méthodes d'essai sont données dans l'annexe.

d'élimination sont proposés aux tableaux 3 et 4.

Chaque fois que l'on effectue des essais, la variabilité constitue un facteur important dans le cadre de l'évaluation de la validité des résultats obtenus. Elle est généralement fonction de l'homogénéité du déchet et de la reproductibilité de la méthode d'essai. Il est tout à fait essentiel que les mesures recueillies en laboratoire soient représentatives du bloc de déchets S/S dans son ensemble. Une étude portant sur un certain nombre de méthodes d'essai recommandées dans le présent document (Stegemann et Côté, 1991 et 1990) a permis d'obtenir des renseignements préliminaires au sujet de la variabilité.

La base de données issue de cette étude a été utilisée pour recommander un nombre minimum de répétitions de chaque méthode d'essai (tableau 2). Les résultats provenant de ces essais répétés peuvent maintenant servir à quantifier la variabilité des indicateurs de rendement. Dans l'avenir, on croit pouvoir également établir des critères pour la définition de coefficients de variation acceptables pour chacune des propriétés mesurées, mais cela n'est pas le but du présent document.

6.2 Évaluation de niveau 0 : informations sur le procédé et la matrice échantillon

L'évaluation de niveau 0 permet d'obtenir des renseignements de base sur le procédé et d'identifier les contaminants à surveiller lors des essais de lixiviation. La teneur en matières organiques de la matrice est le seul indicateur de rendement pour lequel un critère de rendement doit être établi.

Tableau 3 Critères de rendement pour les scénarios d'utilisation et d'élimination

Niveau	Indicateur de rendement	Expression	Scénarios d'utilisation		Scénarios d'élimination	
			Utilisation non limitée	Utilisation limitée	Décharge séparée	Décharge contrôlée
0	Dosage des additifs	[p^{ds}/p^{ds} hum.]	s. o.[1]	s. o.	s. o.	s. o.
0	Variation de masse/volume	rapport	s. o.	s. o.	s. o.	s. o.
0	Porosité/ Saturation	[V/V] [%]	s. o. s. o.	s. o. s. o.	s. o. s. o.	s. o. s. o.
0	Teneur en matières organiques	[%], dans le déchet	<1 %[3]	<10 %[3]	Aucune limite[3]	Aucune limite[3]
0	Concentration des contaminants (Utiliser ces données pour choisir les contaminants à surveiller dans le lixiviat.)	[mg/kg], dans le déchet	Aucune matière organique[3]	Aucune matière organique[3]	Aucune limite[3]	Aucune limite[3]
1	Concentration initiale des contaminants[2]	[mg/L], dans le lixiviat	Limite de qualité de l'eau (LQE)	5 × LQE	10 × LQE	100 × LQE
1	Quantité de contaminants susceptible d'être lixiviée[2]	[mg/kg humide], dans le déchet	Voir tableau 4	Voir tableau 4	Voir tableau 4	Voir tableau 4
1	Capacité de neutralisation des acides	[eq/kg], dans le déchet	s. o.	>1 (pH=9)	>1 (pH=9)	>3 (pH=9)
2	Mobilité des contaminants dans la matrice[2]	Indice de lixiviabilité (diffusivité)	s. o.	>9	>8	>8
2	Conductivité hydraulique	[m/s]	s. o.	$<10^{-9}$	$<10^{-8}$	$<10^{-8}$
2	Résistance physique (après immersion)	[kPa]	s. o.	350	350	3500
2	Altération	[perte de poids %]	s. o.	Résiste à 12 cycles Perte de poids >10 %	Résiste à 12 cycles Perte de poids <10 %	Résiste à 12 cycles Perte de poids <10 %
2	Biodégradabilité	[réussite/échec]	s. o.	s. o.	Réussite nécessaire si teneur en matières organiques >10 %	Réussite nécessaire si teneur en matières organiques >10 %

[1] Sans objet.
[2] Critère applicable à chaque contaminant choisi.
[3] Les règlements locaux peuvent limiter les concentrations en vrac relatives à la teneur en matières organiques et aux contaminants organiques et inorganiques présents dans les déchets, pour les scénarios d'utilisation et d'élimination.

Tableau 4 Critères proposés pour la quantité de certains métaux susceptible d'être lixiviée

Contaminant	Limite réglementaire[1] exprimée sous forme de		Critères pour la quantité susceptible d'être lixiviée [mg/kg humide de déchet]			
	concentration dans le lixiviat [mg/L]	quantité lixiviée [mg/kg humide], dans le déchet	Utilisation non limitée	Utilisation limitée	Décharge séparée	Décharge contrôlée
Arsenic	5,0	100	1	5	10	100
Baryum	100,0	2000	20	100	200	2000
Cadmium	1.0	20	0,2	1	2	20
Chrome	5.0	100	1	5	10	100
Plomb	5.0	100	1	5	10	100
Mercure	0.2	4	0,04	0,2	0,4	4

[1] Limites réglementaires pour la méthode TCLP de l'EPA (Federal Register, 7 novembre 1986). Le facteur de 20 entre les colonnes 2 et 3 correspond au rapport liquide-solide dans l'essai du lixiviat.

Des échantillons de déchets S/S préparés en laboratoire ou provenant d'un site sont acceptables. Les essais doivent commencer après que les échantillons sont entièrement durcis. La période de durcissement minimale proposée est de 28 jours. Les périodes plus longues sont acceptables, mais il n'est pas recommandé d'accélérer le durcissement à température élevée, car il y a lieu de croire que cela peut provoquer des changements de phase dans la matrice. On peut consulter Stegemann et Côté (1991; annexe B, méthode 1) pour obtenir des indications générales sur la préparation des mélanges en laboratoire ainsi que le moulage et le durcissement des échantillons.

6.2.1 Description du procédé

La description du procédé doit comprendre le prétraitement du déchet, la liste des additifs et leurs dosages (certains additifs peuvent être identifiés comme des produits de marque déposée), le matériel de mélange utilisé et la méthode proposée pour la mise en place sur le terrain (c.-à-d. coulage ou compactage). Les dosages d'additifs servent à calculer les variations de masse et de volume produites par la stabilisation/ solidification. Il faut fournir une analyse chimique des additifs pour les contaminants concernés (subdivision 6.2.5).

6.2.2 Variations de masse et de volume

On utilise la variation de la masse provoquée par l'ajout d'additifs ainsi que les masses volumiques en vrac des déchets brut et S/S pour calculer la variation du volume (Stegemann et Côté, 1991). La méthode recommandée pour mesurer la masse volumique en vrac consiste à peser un volume connu d'échantillon (Stegemann et Côté, 1991, méthode 2).

6.2.3 Porosité et saturation

La porosité et le degré de saturation sont des données utiles pour déterminer les exigences relatives au programme d'essai (c.-à-d. le besoin de présaturation avant les essais de conductivité hydraulique) et pour aider à interpréter plusieurs autres essais. Par exemple, avec un déchet S/S possédant une porosité élevée mais un faible degré de saturation, la lixiviation peut être faible au départ mais accélérée par la suite à mesure que la matrice devient saturée.

Pour évaluer la porosité totale de la matrice et son degré de saturation, on mesure sa teneur en humidité, sa masse volumique en vrac et la densité relative des solides en utilisant des rapports humidité du sol-densité (Stegemann et Côté, 1991). L'humidité est déterminée par séchage à 60 °C pour éviter la perte de l'eau d'hydratation (simplification de la norme ASTM D 2216-80 *Laboratory Determination of Water Content of Soil, Rock, and Soil Aggregate Mixtures*). Pour évaluer la densité relative des solides, on emploie un gaz inerte car on sait que les déchets S/S sont souvent partiellement solubles dans l'eau, ce qui donne lieu à une surestimation de cette caractéristique si on se sert d'une méthode qui nécessite une immersion dans de l'eau.

6.2.4 Teneur en matières organiques

Les matières organiques (qui sont considérées comme différentes des «contaminants organiques» mentionnés dans la subdivision 6.2.5) présentes dans un déchet S/S peuvent gêner le processus de cimentation (Cullinane *et al.*, 1987) et mener potentiellement à la biodégradabilité de la matrice.

En particulier pour les scénarios d'utilisation, l'application de cette

technologie devrait être limitée surtout aux déchets inorganiques avec lesquels on obtient le plus de succès. Un paramètre substitut, le carbone organique total, est utilisé comme indicateur de la teneur en matières organiques. Celle-ci devrait être négligeable (<1 %) pour le scénario d'utilisation non limitée et restreinte à 10 % pour un scénario d'utilisation limitée. N'importe quelle teneur est acceptable pour l'un ou l'autre des scénarios d'élimination, mais si elle dépasse 10 %, il faudrait démontrer les effets de l'activité biologique sur la désagrégation potentielle de la matrice ou la mobilisation des contaminants.

6.2.5 Concentration des contaminants

Le déchet brut devrait être entièrement caractérisé. Il faudrait identifier et quantifier les éléments qui peuvent gêner l'hydratation du ciment (Cullinane *et al.*, 1987) de même que les principaux contaminants organiques et inorganiques. Alors que la présence des contaminants organiques devrait être négligeable pour les scénarios d'utilisation, le niveau acceptable pour les deux autres scénarios n'est pas limité *a priori*, même s'il peut être soumis à d'autres règlements pertinents (p. ex., les déchets renfermant certains contaminants organiques peuvent être interdits dans les décharges). Quant aux contaminants inorganiques, une limite à la quantité susceptible d'être lixiviée est suggérée dans la subdivision 6.3.2 de ce document. Des limites peuvent également être imposées aux concentrations en vrac, selon les règlements locaux.

On devrait choisir un nombre restreint de contaminants comme paramètres de rendement pour les essais de lixiviation. On devrait tenir compte des indications suivantes concernant les contaminants à surveiller lors des essais :

- choisir de 4 à 6 contaminants dont la concentration dans le déchet brut est d'au moins 100 fois leur seuil de détection dans de l'eau;
- choisir des cations (Cd, Pb), des anions (As, Se) et des composés organiques types;
- inclure un élément marqueur mobile (Cl) pour permettre de distinguer le confinement matériel du confinement chimique (voir la subdivision 6.4.1).

On devrait se servir de méthodes de digestion et d'extraction standard pour identifier et quantifier les contaminants présents dans la matrice de déchets S/S (CTEU, 1985; *Environmental Protection Agency* (EPA), 1980). Il est recommandé qu'au moins trois parties aliquotes soient analysées afin de caractériser l'homogénéité du contaminant dans le déchet. Étant donné que le but de l'opération de stabilisation/solidification est de rendre les contaminants plus difficiles à extraire, il est souvent plus pratique de mesurer ceux-ci dans le déchet brut et de calculer leur concentration dans le déchet S/S en divisant par le facteur de variation de masse. Dans ce cas, il convient de vérifier si les additifs de stabilisation/solidification apportent une grande quantité de contaminants à la matrice S/S et, le cas échéant, il faut en tenir compte.

6.3 Évaluation de niveau 1 : immobilisation chimique

Pour l'évaluation de niveau 1, la quantité totale de contaminants présents dans la matrice des déchets S/S se compose de trois quantités liées au potentiel de lixiviation. Ces trois quantités, présentées à la figure 3, sont les suivantes : 1) la quantité facilement soluble ou la concentration initiale des lixiviats; 2) la quantité non facilement soluble mais susceptible d'être lixiviée;

3) la quantité non susceptible d'être lixiviée. Étant donné que la quantité totale est connue à partir de l'analyse du déchet (niveau 0), il faut mesurer expérimentalement deux des quantités afin de définir le système de façon complète. Ces deux quantités, la quantité facilement soluble et la quantité susceptible d'être lixiviée, sont estimées au moyen d'essais d'extraction effectués sur des échantillons broyés dans différentes conditions. Comme la solubilité de nombreux composés de métaux lourds dépend beaucoup du pH, la résistance chimique du déchet S/S à l'acide (p. ex., eau du site à faible pH) est également importante.

Dans une évaluation de niveau 1, il faut donc juger trois indicateurs de rendement de lixiviabilité à court terme et à long terme en fonction des critères de rendement et ce, pour tous les contaminants choisis. En ce qui a trait aux composés solubles dans l'eau, comme les anions et les contaminants organiques, le critère basé sur la concentration initiale des lixiviats devrait faire échouer un processus de stabilisation/ solidification de rendement inférieur. Pour les métaux qui sont précipités à un pH élevé, le critère relatif à la quantité susceptible d'être lixiviée devrait empêcher la réussite d'un processus de stabilisation/solidification de rendement inférieur.

Le critère concernant la capacité de neutralisation des acides assure le maintien, sur une période très prolongée, du pH élevé du déchet S/S, ce qui garantit la stabilité à long terme des composés métalliques (en particulier les hydroxydes).

6.3.1 Concentrations initiales des lixiviats

Ces concentrations sont mesurées au moyen d'un essai d'extraction effectué avec de l'eau distillée et un rapport liquide-solide de 4:1 (Stegemann et Côté, 1991; méthode 9). Ce rapport constitue une limite inférieure pratique qui fournit suffisamment de lixiviat pour les analyses et un mélange satisfaisant, sans que les éléments solubles soient trop dilués dans le liquide; le déchet S/S peut

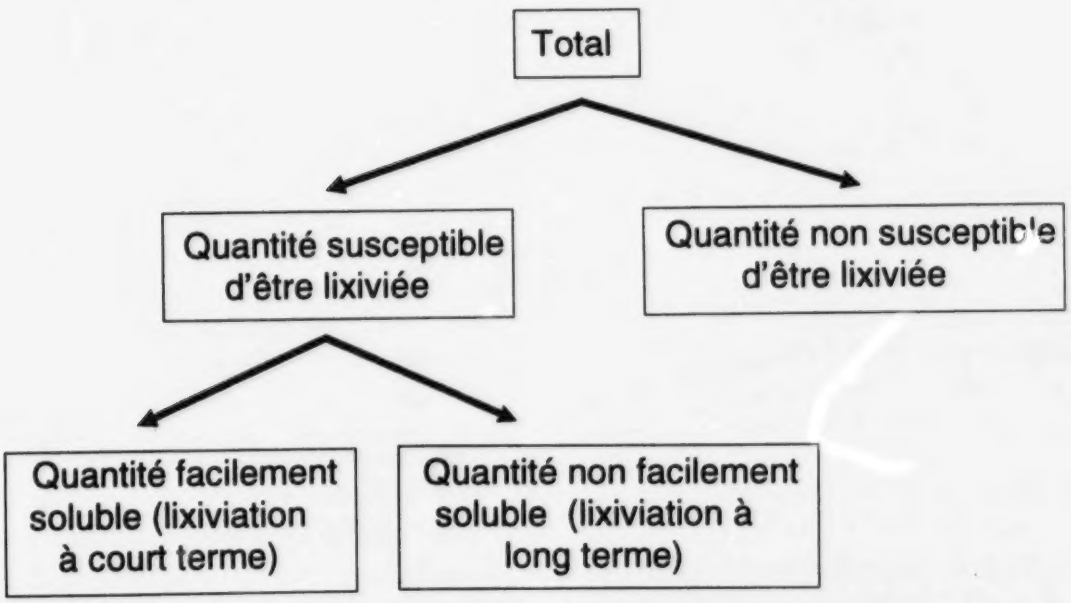


Figure 3 Types de contaminants définis opérationnellement

ainsi établir le milieu chimique dans le lixiviat. Le déchet est suffisamment broyé pour traverser un tamis ASTM n° 100 (150 µm). Ce procédé permet d'obtenir des concentrations d'équilibre dans le lixiviat (Stegemann et Côté, 1991). Le pH du lixiviat devrait être mesuré et inscrit. L'essai devrait être répété au moins quatre fois.

Les concentrations mesurées lors de l'essai d'extraction sont interprétées comme des concentrations dans l'eau des pores ou dans un lixiviat non dilué. Les critères établis sont des multiples des critères de qualité de l'eau (c.-à-d. limites contenues dans des lignes directrices sur l'eau potable ou relatives à une utilisation raisonnable). Pour le scénario d'utilisation non limitée, aucun écart n'est prévu pour la dilution. Dans le cas du scénario d'utilisation limitée, les concentrations initiales sont divisées par cinq. Pour le scénario d'élimination dans une décharge séparée, le facteur de dilution est de 10, alors qu'il est de 100 pour le scénario d'élimination dans une décharge contrôlée. Ces facteurs de dilution ont été établis arbitrairement pour tenir compte de l'atténuation, de la dilution et de la dégradation entre le point de départ du lixiviat et le point d'utilisation de l'eau. Ils sont considérés comme prudents si on les compare au facteur de 100 qui sert à établir les limites relativement à la quantité de lixiviats dans les essais réglementaires existants sur les déchets dangereux, à savoir l'essai *Extraction Procedure Toxicity* (EPtox) et la *Toxicity Characterization Leaching Procedure* (TCLP) de l'EPA, et dans des méthodes semblables adaptées par différentes provinces canadiennes.

6.3.2 Quantités de contaminants susceptibles d'être lixiviées

Les quantités de contaminants susceptibles d'être lixiviées sont mesurées de la même façon que dans les essais de lixiviation réglementaires existants : l'EPtox et le TCLP de l'EPA et l'essai prévu par le règlement 309 du ministère de l'Environnement de l'Ontario. La quantité susceptible d'être lixiviée correspond théoriquement à la quantité soluble dans l'agent de lixiviation avec un facteur de dilution infini; elle est donc mesurée lors d'un essai d'extraction effectué avec un rapport élevé liquide-solide. Pour les métaux, le pH très tamponné d'une matrice S/S a un effet de masquage. Avec une dilution infinie, la capacité de neutralisation des acides de la matrice s'épuiserait et on obtiendrait un pH représentatif de l'environnement sur le terrain.

La quantité de métal susceptible d'être lixiviée est donc mesurée avec un agent de lixiviation acide afin d'accélérer le phénomène de neutralisation naturel. Les méthodes d'extraction existantes ne conviennent cependant pas bien à ce protocole car la capacité de tamponnage de l'agent de lixiviation n'est pas assez élevée pour maintenir un pH constant dans le lixiviat. La quantité maximale d'acide ajoutée dans les essais EPtox ou TCLP est de deux équivalents d'acide par kilogramme de déchet. Cela ne suffit normalement pas à annuler la capacité de neutralisation des acides de la plupart des déchets S/S (voir la figure 8, section 7). Le pH pouvant varier considérablement à la fin de l'essai, la quantité extraite ne correspond pas à la quantité susceptible d'être extraite avec un pH faible.

En l'occurrence, l'essai TCLP de l'EPA (*Federal Register*, 1990) avec les modifications suivantes est la méthode recommandée :

1) le déchet est broyé de façon à pouvoir traverser un tamis ASTM nº 100 (150 µm);

2) le liquide d'extraction recommandé est une solution d'acétate de sodium d'une molarité de 1 ajustée à un pH de 5 avec de l'acide acétique pour créer un tampon.

La première modification est nécessaire pour obtenir des concentrations d'équilibre dans le lixiviat. Quant à la deuxième, elle garantit que le pH sera tamponné à une valeur de 5 avec un excès d'acidité. Cette solution d'extraction a été abondamment employée pour lixivier des métaux de déchets solidifiés, avec la méthode d'extraction chimique séquentielle, partie B (Stegemann et Côté, 1991; méthode 12). La période d'extraction doit être de 48 heures.

Les résultats de l'essai d'extraction sont exprimés en quantités lixiviables (mg/kg de déchet humide) plutôt qu'en concentrations. On ne peut interpréter les concentrations mesurées dans le lixiviat comme étant représentatives des concentrations en conditions réelles. De même, il n'est pas possible de les comparer aux normes relatives à l'eau potable car le temps de distribution de la lixiviation n'est pas connu.

Il faut répéter au moins quatre fois cet essai afin de caractériser la variabilité.

Les méthodes utilisées pour établir des critères de rendement pour la quantité lixiviable devraient se fonder sur des comparaisons directes avec des substances «acceptées» (c.-à-d. sols naturels, béton, briques, asphalte, etc.) ou sur des considérations de protection du sol et de l'eau par modélisation mathématique (Côté, 1988). L'emploi des critères réglementaires existants pour la classification des déchets est moins rigoureux mais plus pratique. Les concentrations de lixiviats au-dessus desquelles un déchet est considéré comme dangereux, à partir des essais EPtox et TCLP de l'EPA, sont données pour plusieurs métaux dans la colonne 2 du tableau 4. La quantité lixiviée correspondant à cette concentration a été calculée et est présentée dans la colonne 3 (le facteur de 20 entre les colonnes 2 et 3 équivaut au rapport liquide-solide). Les critères recommandés pour les quatre scénarios apparaissent également dans le tableau susmentionné. Les critères choisis représentent des fractions des limites réglementaires : 1/100 pour le scénario d'utilisation non limitée; 1/20 pour le scénario d'utilisation limitée; 1/10 pour la décharge séparée et 1/1 pour la décharge contrôlée.

Les critères proposés pour les décharges contrôlées sont les mêmes que ceux utilisés pour juger du caractère dangereux ou non des déchets (avec les essais d'extraction réglementaires). Étant donné que la méthode d'essai est plus rigoureuse, l'évaluation globale du rendement est plus sévère.

6.3.3 Capacité de neutralisation des acides

La méthode recommandée pour mesurer la capacité de neutralisation des acides d'un déchet S/S consiste à diviser un échantillon broyé en plusieurs sous-échantillons et à mélanger ceux-ci pendant 24 heures à des quantités croissantes d'acide minéral avant de calculer le pH final (Stegemann et Côté, 1991; méthode 11). Avec ce procédé, on est certain d'atteindre un régime d'équilibre. La capacité de neutralisation des acides pourrait également être mesurée au moyen d'un titreur automatique. L'essai devrait être répété au moins trois fois.

Pour les scénarios d'utilisation limitée et d'élimination dans une décharge séparée, la

capacité de neutralisation des acides est de 1 eq/kg de la matrice avec un pH final de 9. Pour juger de cette valeur, on peut dire que 1 kg de déchet S/S avec une capacité de neutralisation des acides de 1 eq peut neutraliser 10 000 L de solution d'acide minéral avec un pH de 4. Le pH final choisi assure que la capacité de neutralisation des acides est fournie par le système de tamponnage des additifs (c.-à-d. produits d'hydratation du ciment) plutôt que par les métaux précipités. Il faudrait encore davantage d'acide pour atteindre un pH de 5, ce qui aboutirait à la libération de tous les contaminants «susceptibles d'être lixiviés», tel que le décrit la subdivision 6.3.2.

Dans le cas du scénario de décharge contrôlée, la capacité de neutralisation des acides requise est de 3 eq/kg à un pH de 9, pour tenir compte du fait qu'un déchet S/S peut être exposé à une plus grande quantité d'acide organique provenant de la biodégradation des ordures. Les déchets solidifiés résistent très bien aux attaques d'un agent de lixiviation acide (comme les lixiviats acides d'une décharge), pourvu qu'ils demeurent monolithiques et qu'ils aient une capacité élevée de neutralisation des acides (Côté, 1986).

6.4 Évaluation de niveau 2 : emprisonnement matériel

Dans une évaluation de niveau 2, on estime le potentiel de lixiviation et la durabilité d'un déchet à partir d'un échantillon monolithique.

En conditions réelles, l'écoulement de l'agent de lixiviation est variable dans l'espace et le temps. Le déchet S/S peut être continuellement immergé dans l'agent de lixiviation ou soumis à un cycle de mouillage/séchage. Plutôt que de tenter de simuler ces conditions, ce qui nécessiterait des informations approfondies sur le site et des données de laboratoire complètes, on étudie deux régimes d'écoulement extrêmes : 1) l'eau qui circule complètement autour du déchet ou 2) l'eau qui traverse complètement le déchet. De plus, les vitesses de lixiviation réelles sont remplacées par des indicateurs de rendement. Ceux-ci peuvent être établis en peu de temps à partir des conditions du pire cas et ne nécessitent pas de modélisation approfondie.

On évalue le scénario d'écoulement autour du déchet au moyen d'un essai de lixiviation dynamique à écoulement intermittent. L'écoulement intermittent, plutôt que continu, permet de simplifier l'opération. Le taux de renouvellement de l'agent de lixiviation est suffisamment élevé pour maintenir de très faibles concentrations dans le lixiviat, maximisant ainsi les vitesses de lixiviation. Dans le cas des blocs de déchets à base de ciment, la vitesse de lixiviation est normalement limitée par la diffusion moléculaire des contaminants présents dans la matrice de déchets S/S, processus qui ralentit avec le temps. Les vitesses de lixiviation observées lors d'un essai bref sont par conséquent les plus élevées qui peuvent survenir dans ce type de scénario de lixiviation.

En ce qui touche le scénario portant sur l'écoulement à travers le déchet, il est impossible d'effectuer un essai de lixiviation en laboratoire avec les déchets S/S. Leur conductivité hydraulique généralement faible ne permet pas de recueillir suffisamment d'échantillons du lixiviat sur une courte période. On a donc choisi la conductivité hydraulique comme indicateur de rendement pour ce scénario.

Les informations sur la durabilité sont nécessaires pour extrapoler, au moyen de

modèles mathématiques, les résultats de lixiviation dans le temps. On suppose que la durabilité est directement fonction de la capacité de la matrice à demeurer monolithique pendant une période prolongée. Alors que l'on peut dire que les sols naturels ne sont pas monolithiques mais pourtant intrinsèquement durables, il est également vrai qu'ils ont été complètement débarrassés de leurs éléments solubles. Ainsi, le raisonnement ne tient pas, car le programme d'essai a pour objet d'évaluer l'emprisonnement matériel des contaminants potentiellement solubles.

On possède beaucoup d'informations sur la durabilité du béton fait à partir de ciment Portland ou pouzzolanique (Calleja, 1980); on peut donc en déduire par analogie la durabilité des blocs de déchets à base de ciment. Dans le présent protocole, on mesure les indicateurs de rendement d'un déchet S/S de façon à cerner jusqu'à quel point la matrice ressemble à du ciment durci. Un bloc de déchets qui ne donne pas de résultat satisfaisant avec l'un de ces indicateurs n'est pas nécessairement inacceptable, mais il doit être protégé contre la désagrégation dans le milieu d'élimination. Alors qu'il est reconnu que la durabilité dépend beaucoup des conditions d'élimination, ce protocole évalue les propriétés fondamentales liées aux mécanismes physique, chimique et biologique de la désagrégation.

Les indicateurs choisis relativement à la durabilité physique comprennent notamment la résistance à la compression sans étreinte latérale avant et après l'immersion et la résistance aux cycles de gel/dégel ou de mouillage/séchage. On emploie la résistance à la compression sans étreinte latérale pour mesurer indirectement la présence de composés de cimentation durcis. Les essais sont effectués avant et après l'immersion dans l'eau afin de s'assurer que la résistance est bien attribuable aux composés de cimentation et non simplement au séchage. Alors qu'une résistance à la compression sans étreinte latérale élevée n'est pas nécessaire pour obtenir une stabilité dimensionnelle dans la décharge, elle indique certainement qu'un bloc de déchets est durable.

Les essais de mouillage/séchage ou de gel/dégel devraient être menés pour évaluer la résistance à l'altération d'une matrice de déchets S/S. Ils visent à obtenir une indication de la résistance à court terme à l'altération (c.-à-d. au cours de la manipulation et de la mise en place dans la décharge) plutôt qu'à donner un grand nombre d'informations en ce qui concerne un scénario d'utilisation. Pour obtenir ce type de données, on pourrait se servir de méthodes d'essai utilisées dans d'autres domaines (p. ex., le béton) qui sont plus complexes et plus appropriées.

Étant donné le peu de connaissances dont nous disposons sur la durabilité des déchets S/S, la stabilisation/solidification se limite surtout, dans le présent protocole, aux résidus inorganiques. En ce qui a trait aux déchets S/S dont la teneur en matières organiques est supérieure au seuil établi, on doit démontrer que le bloc de déchets ne supporterait pas le développement de matières biologiques.

Les critères de rendement à respecter dans une évaluation de niveau 2 sont décrits dans les sections suivantes.

6.4.1 Mobilité des contaminants dans la matrice

Pour estimer la mobilité des contaminants dans la matrice, on se sert du protocole ANSI/ANS 16.1 (*American Nuclear Society*,

1986). Cette méthode a été choisie parce qu'elle représente une norme dans le domaine des déchets radioactifs et qu'elle est de plus en plus utilisée pour les déchets dangereux. Même si elle a été prévue à l'origine pour des composés radioactifs, il a été démontré qu'elle peut s'appliquer à une vaste gamme de contaminants, y compris les composés organiques, pourvu qu'ils ne soient pas volatils (Côté *et al.*, 1990). Un seul essai de ce type est nécessaire, étant donné que chaque essai comporte des intervalles de lixiviation multiples.

Les critères de rendement relatifs à la mobilité des contaminants dans la matrice sont des indices de lixiviabilité supérieurs à neuf pour le scénario d'utilisation limitée et supérieurs à huit pour les deux scénarios d'élimination. On peut évaluer l'importance de ces chiffres en considérant les résultats de l'exercice de modélisation simple décrit ci-après.

Dans certaines conditions indiquées dans le protocole ANSI/ANS 16.1, l'indice de lixiviabilité peut être interprété comme le logarithme négatif d'un coefficient de diffusion apparent dans la matrice de déchets S/S. On peut effectuer une modélisation pour mesurer l'efficacité du confinement dans le temps pour un bloc de déchets lixivié selon un mode d'écoulement autour du déchet. Un modèle de diffusion simple établi à partir de la géométrie semi-infinie fournit un rapport permettant de calculer le pourcentage cumulatif lixivié en fonction du temps, en tenant compte du coefficient de diffusion mesuré et de la géométrie du bloc de déchets (Côté et Bridle, 1987; Côté *et al.*, 1987). Avec ce modèle, on suppose que la concentration en surface est de zéro, ce qui signifie que l'écoulement d'eau autour du bloc est suffisamment élevé pour extraire les contaminants à mesure qu'ils sont lixiviés. Ce modèle s'applique aux pourcentages cumulatifs inférieurs à 20. Pour les valeurs supérieures, la géométrie semi-infinie ne s'applique plus et la lixiviation est surévaluée.

La figure 4, construite à partir du modèle de diffusion, indique la fraction cumulative lixiviée après 100 ans en fonction de l'indice de lixiviabilité pour trois valeurs du rapport surface-volume : 0,6, 6,0 et 60 m^{-1} (ces valeurs correspondent aux blocs de déchets de forme cubique dont les côtés sont respectivement de 10, 1,0 et 0,1 m). On peut constater que la formation d'un gros monolithe fait diminuer le rapport surface-volume et, par conséquent, la lixiviation. Le graphique indique qu'en ce qui concerne de gros monolithes (rapport surface-volume <6), la fraction cumulative lixiviée après 100 ans ne dépassera pas 10 % si l'indice de lixiviabilité est supérieur à 9. En pratique toutefois, étant donné que l'écoulement d'eau autour d'un bloc de déchets entouré de terre n'est pas suffisant pour maintenir une concentration en surface de zéro, les fractions lixiviées seraient inférieures aux valeurs théoriques.

La plupart des techniques de stabilisation/solidification peuvent satisfaire à ces critères de rendement pour les métaux et plusieurs composés organiques. Pour les sels inorganiques (p. ex., nitrates, chlorures) et les composés organiques (p. ex., composés phénoliques), qui sont tous plus solubles, un indice de lixiviabilité supérieur à huit est plus difficile à obtenir. Des exemptions devraient être considérées cas par cas en examinant les concentrations totales de contaminants dans la matrice S/S et les résultats de niveau 1.

On a récemment proposé une méthode permettant de distinguer entre les mécanismes physique et chimique de confinement (Côté *et al.*, 1990). Cette

méthode, qui consiste à mesurer l'indice de lixiviabilité d'un marqueur soluble (p. ex., chlorure) et des contaminants concernés, fournit des informations supplémentaires sur l'influence de la durabilité sur le confinement. Aucun critère de rendement n'a cependant été établi pour cette méthode.

6.4.2 Conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique d'un déchet S/S est déterminée à partir d'un échantillon monolithique présaturé dans une cellule triaxiale en employant la méthode à pression décroissante (Stegemann et Côté, 1991; méthode 5). Celle-ci est cependant relativement difficile à reproduire et d'autres procédés, comme l'essai de pompe à débit, devraient être étudiés (Znidarcic *et al.*, 1986). De toute façon, il faut répéter quatre fois l'essai de conductivité électrique.

Les critères de conductivité hydraulique sont de $<10^{-9}$ m/s pour le scénario d'utilisation limitée et de $<10^{-8}$ m/s pour les scénarios d'élimination. Ces valeurs ont été choisies pour empêcher l'eau de traverser le déchet S/S, forçant ainsi les contaminants à être transportés par diffusion moléculaire lente.

6.4.3 Résistance mécanique

La résistance à la compression sans étreinte latérale doit être mesurée avant et après immersion de l'échantillon S/S dans de l'eau distillée pendant une semaine (Stegemann et Côté, 1991; méthode 6). La méthode recommandée a été adaptée de la norme ASTM C 109-80 *Compressive Strength of Hydraulic Cement Mortars*. On peut également utiliser d'autres méthodes de résistance à la compression sans étreinte

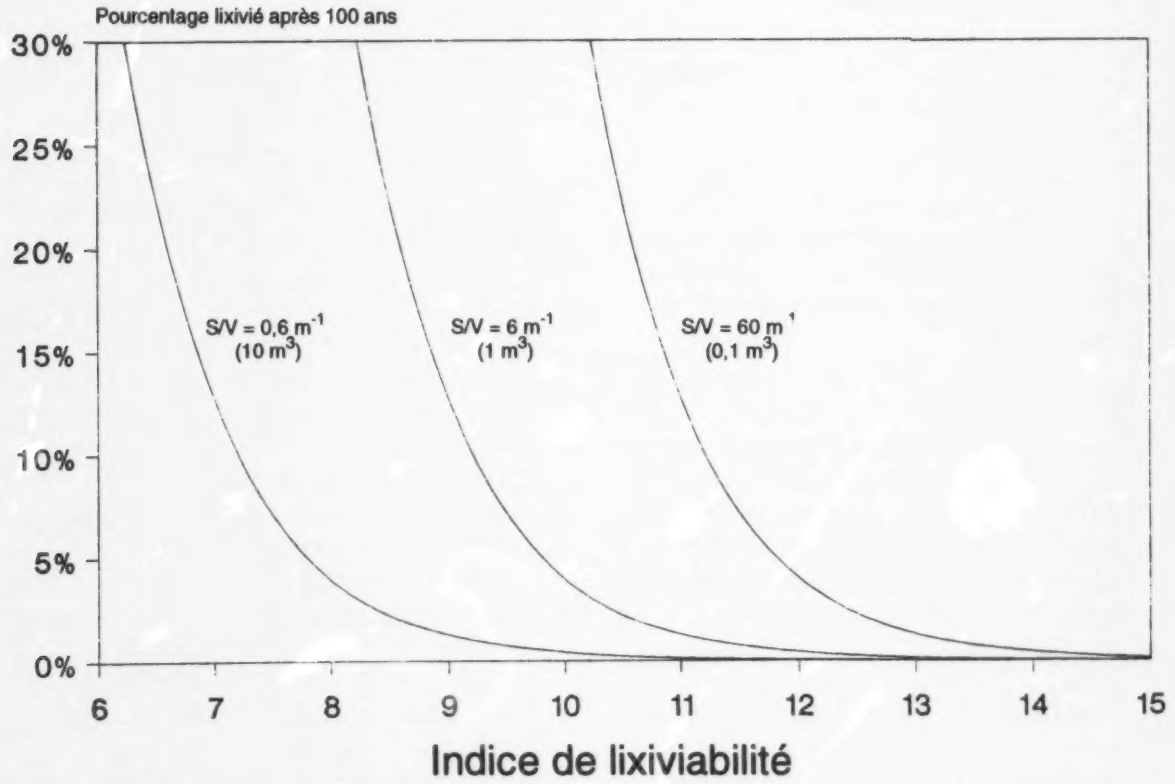


Figure 4 Fraction cumulative lixiviée prévue

latérale, comme la norme ASTM D 1633, qui prévoient des essais sur de petits cylindres. L'essai devrait être répété quatre fois.

La limite établie pour les scénarios d'utilisation limitée et d'élimination dans une décharge séparée est de 350 kPa (50 psi), conformément à la directive de l'EPA suggérée (EPA, 1986). Cette résistance est nécessaire pour supporter le poids des engins de terrassement et de la terre de recouvrement. Pour le scénario d'élimination dans une décharge contrôlée, on a besoin d'une résistance supérieure (3 500 kPa) pour deux raisons : 1) le compactage des ordures municipales peut soumettre les déchets S/S à dimensions stables à des contraintes plus élevées et 2) les opérations de manipulation, de mise en place et de recouvrement ne sont pas adaptées aux déchets S/S.

Les critères de résistance à la compression sans étreinte latérale apparaissant au tableau 3 sont des valeurs après immersion. En plus de satisfaire à ces critères, la résistance à la compression sans étreinte latérale du déchet après immersion ne doit pas être inférieure à 80 % de la résistance à la compression sans étreinte latérale avant immersion.

6.4.4 Altération

On obtient des résultats semblables avec les essais de cycles de mouillage/séchage et de gel/dégel; le procédé de mouillage/séchage est cependant plus facile à exécuter et s'est révélé plus facile à reproduire (Stegemann et Côté, 1991). Il est donc la méthode recommandée à moins que l'essai de gel/dégel convienne mieux au milieu d'élimination. Les deux essais, qui ont été élaborés dans le cadre du projet mené en collaboration avec l'industrie (Stegemann et Côté, 1991; méthodes 5 et 6), sont devenus les normes ASTM *Standard D 4842-89 for Freezing and Thawing of Solid Waste* et *Standard D 4843-89 for Wetting and Drying of Solid Waste* après avoir été adaptés. On devrait répéter les deux essais quatre fois.

Le critère établi pour l'altération due aux cycles de gel/dégel ou de mouillage/séchage est de 12 répétitions avec une perte de poids corrigée de moins de 10 %. On suppose que cela est suffisant pour s'assurer que le déchet S/S demeure intact pendant les opérations de mise en place dans la décharge et jusqu'à ce qu'il soit recouvert de terre et protégé des intempéries. On a choisi le seuil de 10 % pour la perte de poids car il s'est révélé un bon critère afin de distinguer la réussite de l'échec dans une étude précédente (Stegemann et Côté, 1991), résumée dans la section 7.

6.4.5 Biodégradabilité

On peut évaluer le potentiel de biodégradation des déchets S/S à partir de leur teneur totale en matières organiques. On ne tient pas compte de la biodégradation lorsque la teneur est inférieure à une limite établie. Pour ce qui est des déchets S/S dont la teneur en matières organiques est supérieure à cette valeur, on doit mesurer la capacité de la matrice à résister au développement de matières biologiques à l'aide des deux méthodes d'essai suivantes : la norme ASTM G 21-70 *Standard Practice for Determining Resistance of Synthetic Polymeric Materials to Fungi* et la norme ASTM G 22-76 *Standard Practice for Determining Resistance of Plastics to Bacteria*. L'application de ces méthodes aux blocs de déchets à base de ciment est recommandée par la *Nuclear Regulatory Commission* des États-Unis (Piciulo *et al.*, 1985). Même si le Centre technique des eaux usées ne dispose pas de données

expérimentales sur la variabilité de cet essai, il faudrait le répéter au moins trois fois.

Pour les scénarios d'élimination dans une décharge séparée ou contrôlée, on n'effectue l'essai visant à déterminer le potentiel de développement de matières biologiques que si la teneur totale en matières organiques de la matrice dépasse 10 %. (Dans le cas du scénario d'utilisation limitée, la teneur est limitée à 10 %.) Cet essai à résultat unique (réussite ou échec) constitue un essai de tri permettant de vérifier si le déchet S/S peut résister au développement de matières biologiques. Lorsque l'on obtient un résultat d'échec, il faut poursuivre l'analyse en suivant les méthodes décrites dans Piciulo *et al.*, 1985.

Section 7

Base de données sur les propriétés des déchets stabilisés/solidifiés

Les critères de rendement proposés dans la section précédente ont été choisis de façon à assurer un degré satisfaisant de protection de l'environnement. Il est également nécessaire de comparer ces critères à une base de données sur les propriétés mesurées afin de voir si le niveau d'efficacité proposé pour les quatre scénarios d'utilisation et d'élimination peut être atteint avec les procédés de stabilisation/solidification actuels.

Une importante base de données sur les propriétés des déchets S/S a été constituée dans le cadre d'un projet mené par Environnement Canada (Stegemann et Côté, 1990 et 1991) en collaboration avec 15 participants commerciaux. Cinq déchets bruts ont été distribués aux participants, ce qui a permis d'obtenir 69 déchets S/S différents. Ceux-ci ont été soumis à des essais portant sur leurs propriétés physiques, mécaniques, morphologiques et de lixiviation. Même si le programme d'essais ne comportait pas toutes les méthodes dont il est question dans le présent protocole, il représente malgré tout la base de données la plus importante et la plus fiable sur les propriétés des déchets S/S.

Dans le cadre de ce projet, tous les indicateurs de rendement apparaissant au tableau 1 ont été mesurés à l'exception des indicateurs suivants :

1) La quantité de contaminants susceptible d'être lixiviée a été évaluée uniquement en ce qui a trait aux métaux, au moyen de la méthode d'extraction chimique séquentielle, qui est semblable à la méthode d'extraction proposée dans le présent protocole.

2) La mobilité des contaminants dans la matrice a été mesurée à l'aide d'une version modifiée du protocole ANSI/ANS 16.1, qui semble donner des résultats similaires.

3) La résistance matérielle a été mesurée après que les échantillons eurent été entièrement durcis, mais non après qu'ils eurent été immergés dans l'eau.

4) La biodégradabilité de la matrice n'a pas été estimée.

Les données provenant du rapport d'origine du projet ont été réduites et exprimées en unités utilisées dans ce protocole. Les graphiques de distribution des propriétés mesurées, qui correspondent aux figures 5 à 12, sont étudiés dans les sections suivantes. L'axe des Y de chaque graphique représente le pourcentage de points de données avec une valeur inférieure à celle lue sur l'axe des X. La légende d'identification des déchets est donnée au tableau 5.

Une analyse statistique complète des résultats est présentée dans le rapport d'origine (Stegemann et Côté, 1991) et résumée dans Stegemann et Côté (1990).

Tableau 5 Concentrations des contaminants dans les déchets bruts, dans le cadre du projet conjoint

N° de déchet	Nom du déchet	Contaminant	Concentration moyenne [mg/kg, p^{ds}/p^{ds} hum.]
1	Solution synthétique du CTEU	Arsenic	2 400
		Cadmium	4 560
		Chrome	1 570
		Plomb	8 050
		Phénol	3 720
2	Boue synthétique de la Waterways Experiment Station	Cadmium	3 980
		Chrome	18 400
		Nickel	19 200
		Mercure	230
3	Boue de résidus de galvanisation de bobines d'aluminium	Arsenic	11
		Chrome	1 030
		Plomb	43
		Thallium	17
		Cyanure total	1 790
4	Sédiment de dragage	Chrome	220
		Cuivre	72
		Plomb	150
		Mercure	0,7
		Zinc	940
		Biphényles polychlorés	6,6
		Carbone organique total	90 000
5	Sol contaminé par une solution de préservation du bois	Arsenic	70
		Plomb	70
		Mercure	0,02
		Pentachlorophénol	11 200
		Hydrocarbures aromatiques polycycliques	310

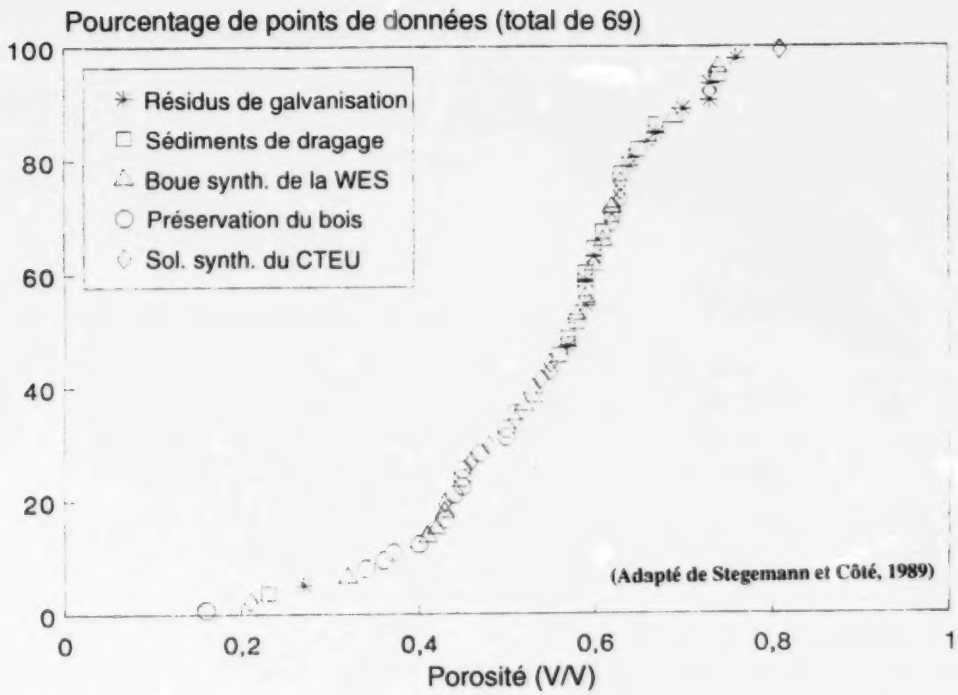


Figure 5 Graphique de distribution de la porosité totale

a) Arsenic

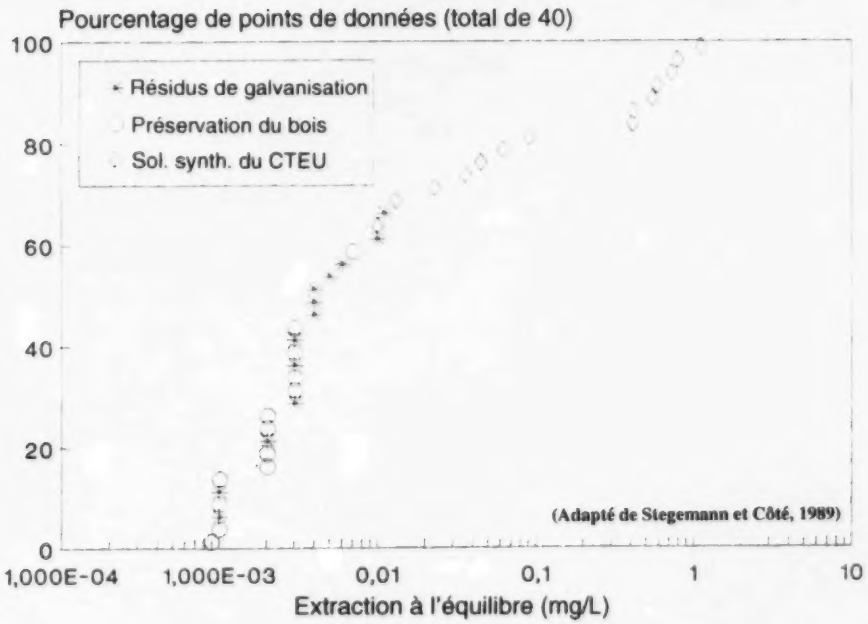
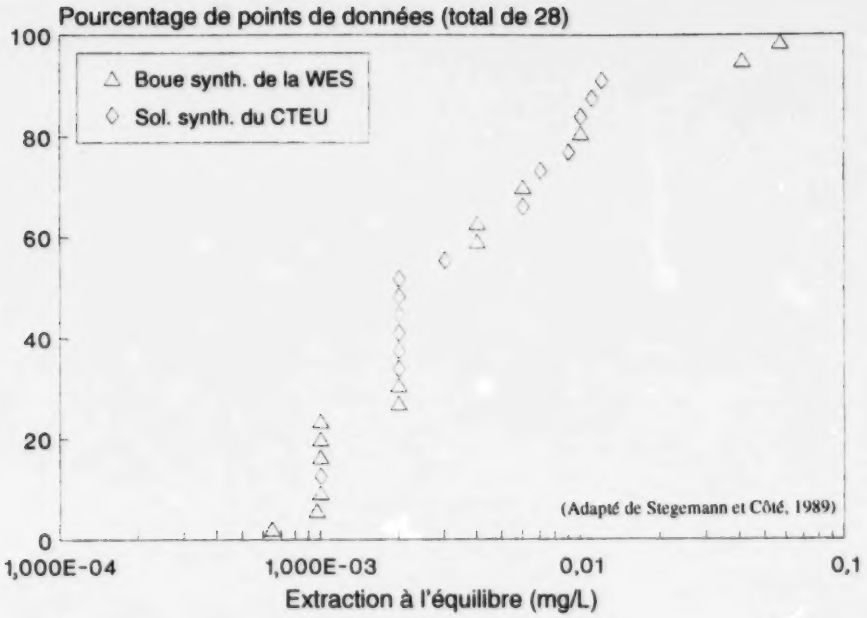


Figure 6 Graphique de distribution de la concentration initiale des contaminants

b) Cadmium



c) Chrome

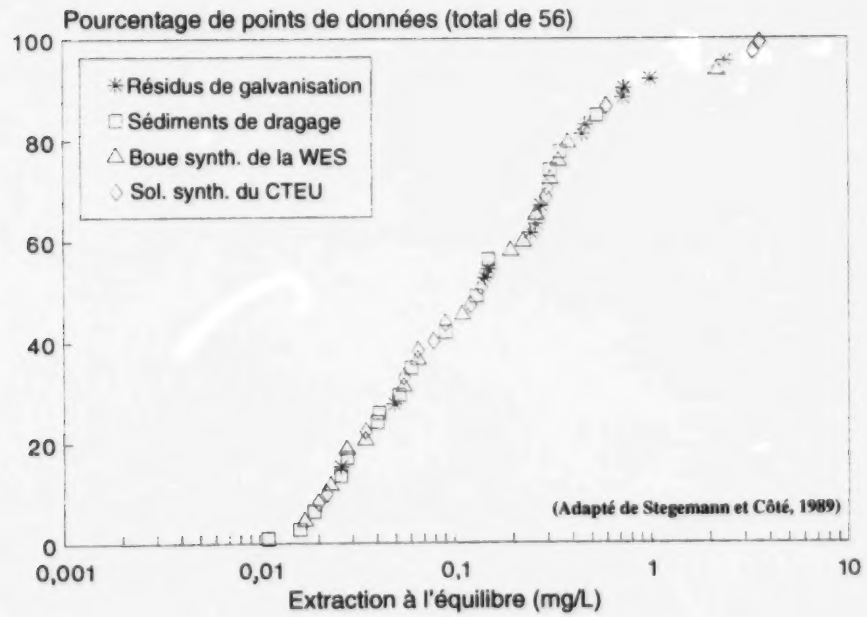
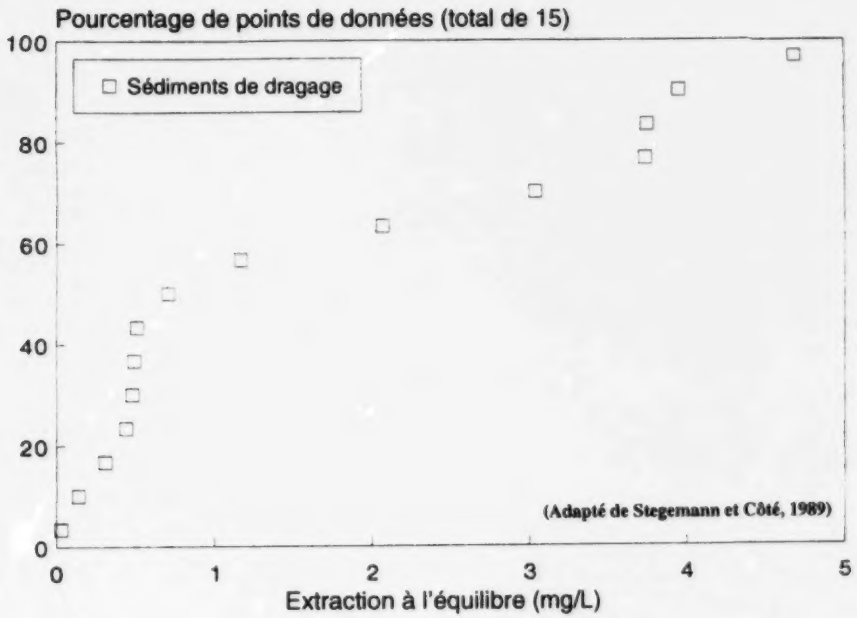


Figure 6 Graphique de distribution de la concentration initiale des contaminants (suite)

d) Cuivre



e) Plomb

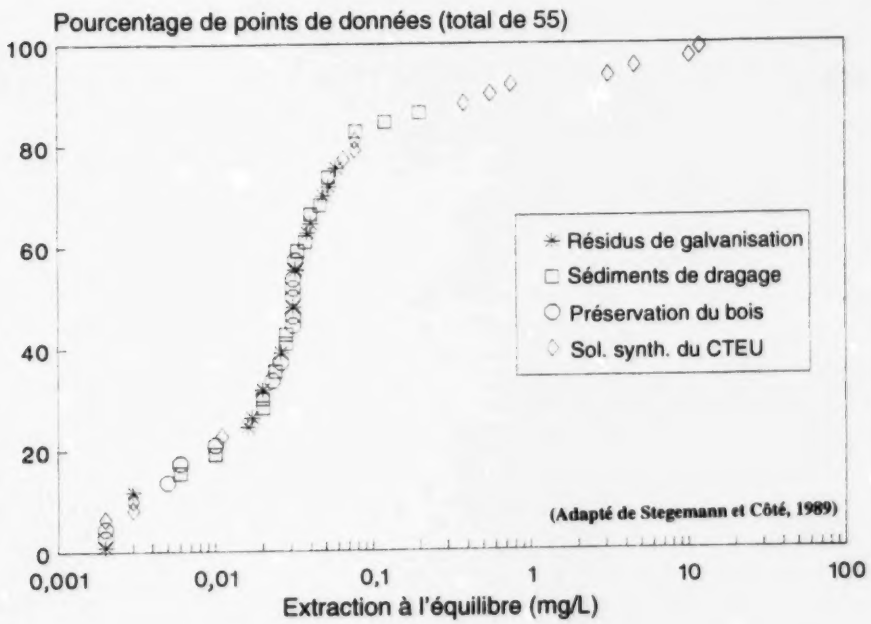
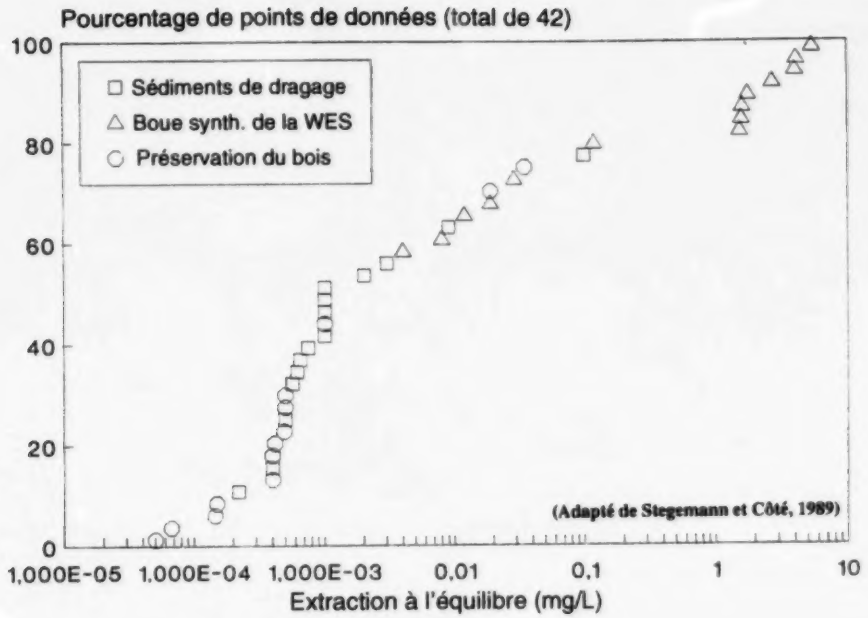


Figure 6 Graphique de distribution de la concentration initiale des contaminants (suite)

f) Mercure



g) Nickel

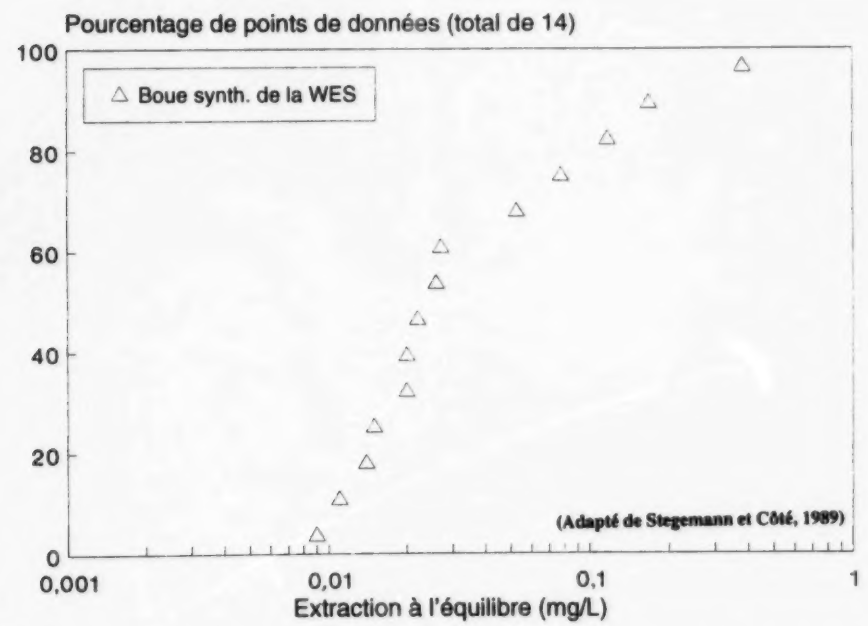
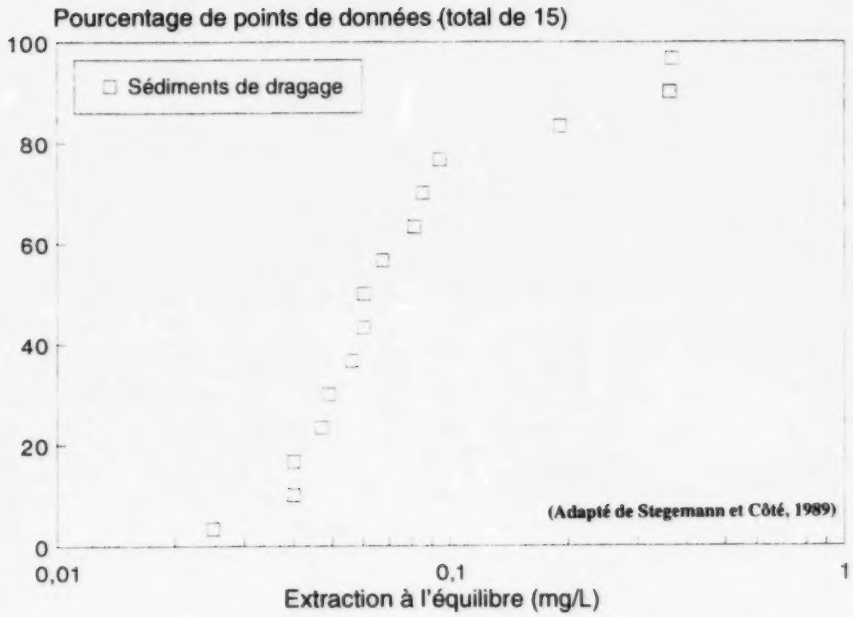


Figure 6 Graphique de distribution de la concentration initiale des contaminants (suite)

h) Zinc



i) Cyanure total

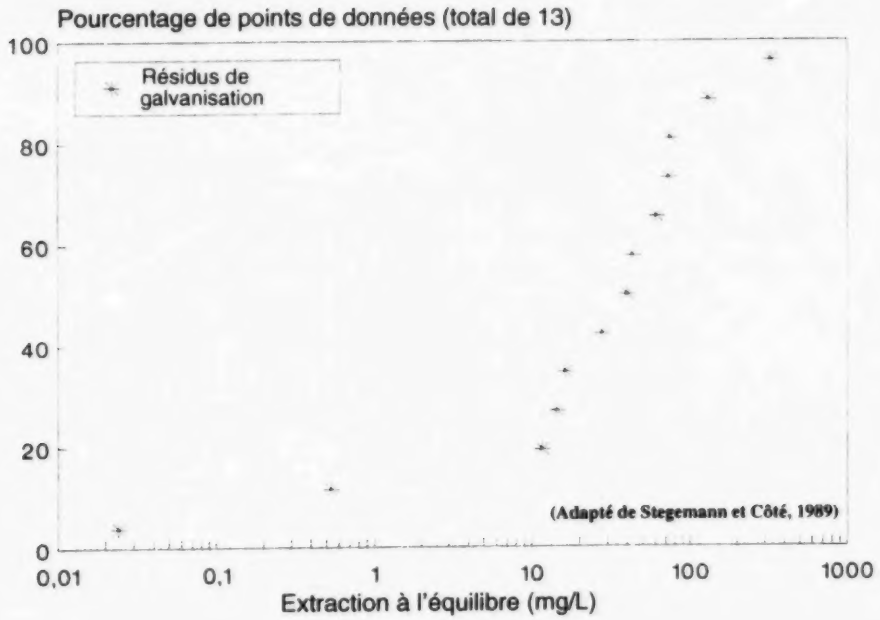
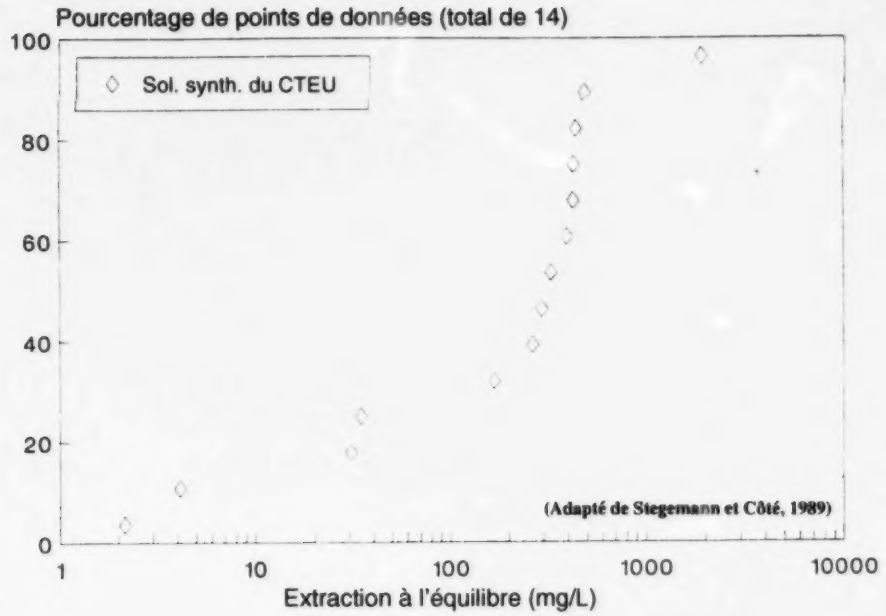


Figure 6 Graphique de distribution de la concentration initiale des contaminants (suite)

j) **Phénol**



k) **Pentachlorophénol**

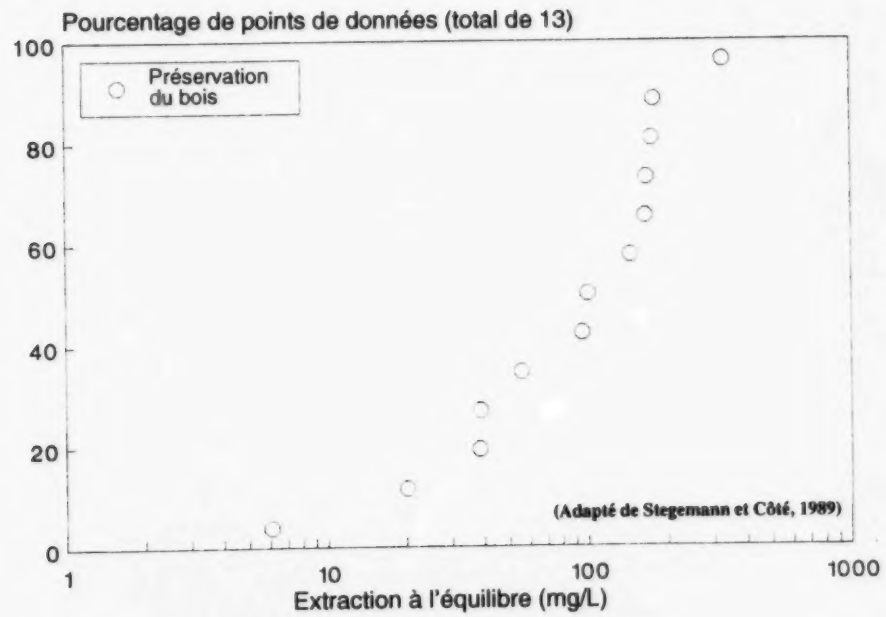
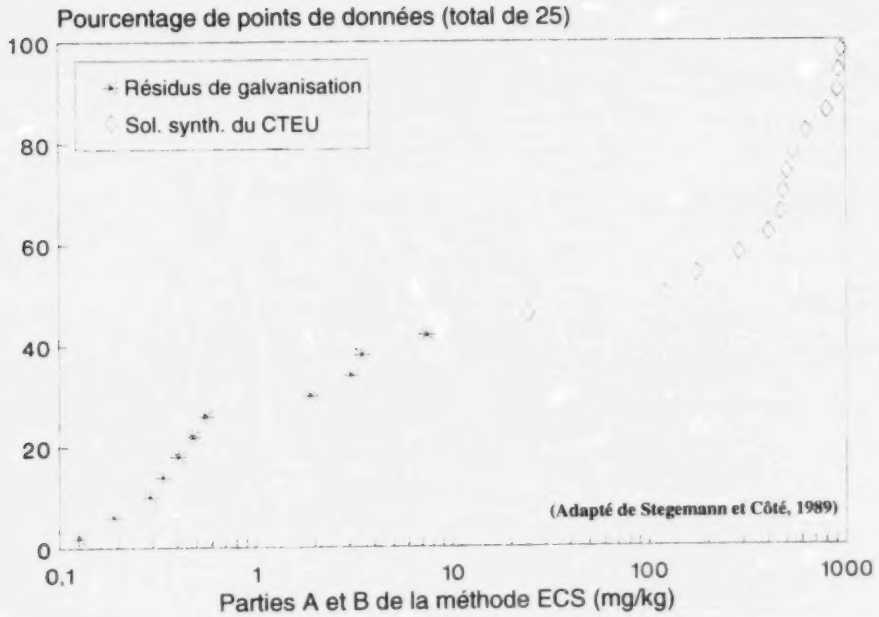


Figure 6 Graphique de distribution de la concentration initiale des contaminants (suite)

a) Arsenic



b) Cadmium

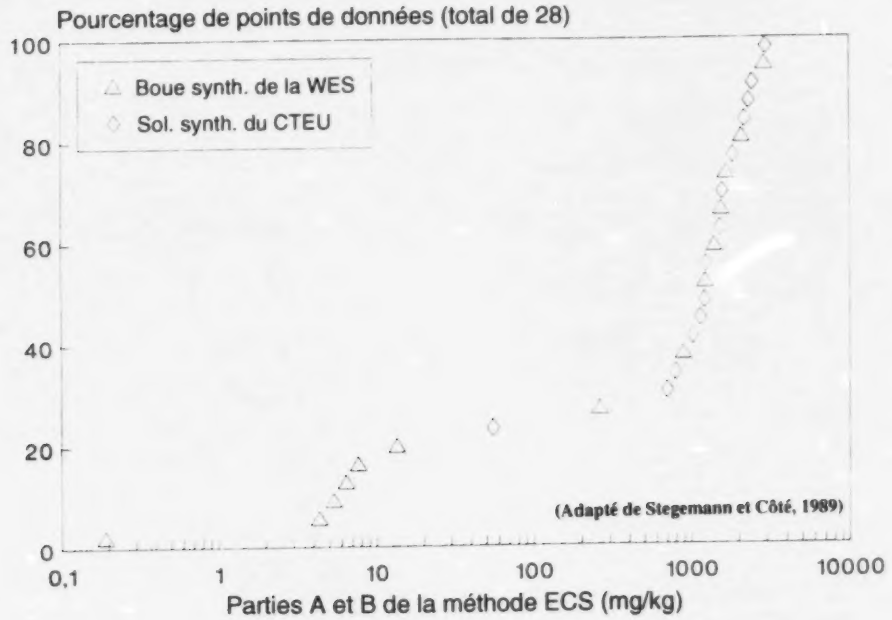
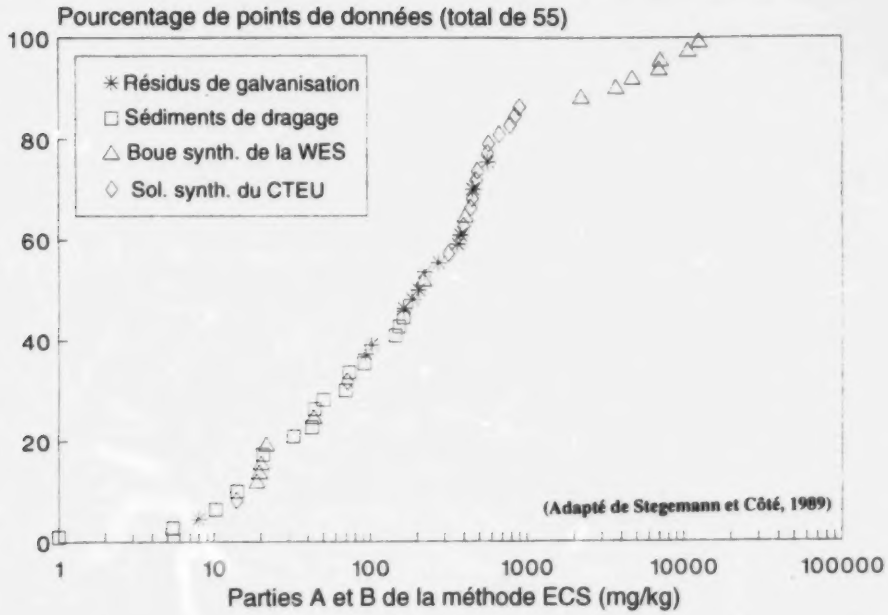


Figure 7 Graphique de distribution de la quantité susceptible d'être lixiviée

c) Chrome



d) Plomb

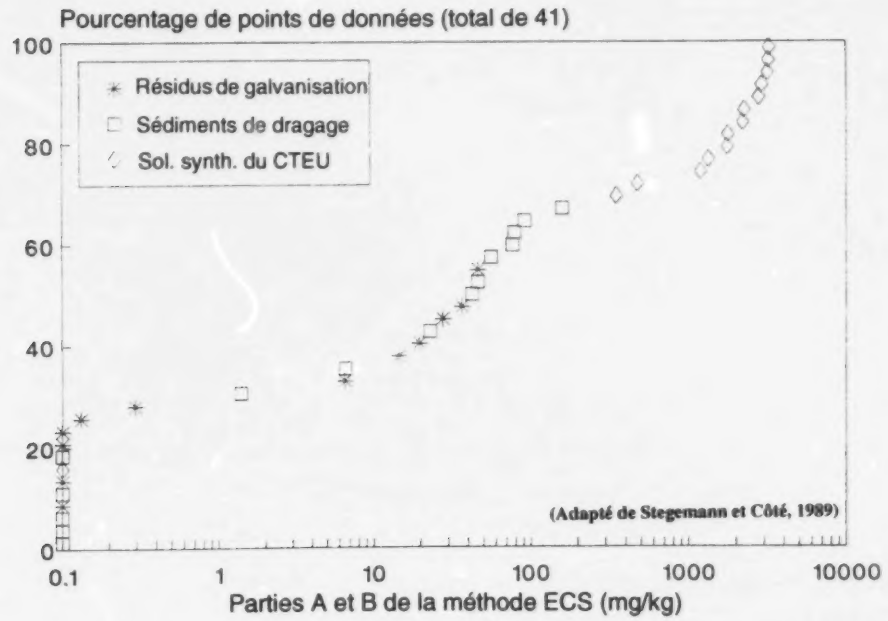


Figure 7 Graphique de distribution de la quantité susceptible d'être lixiviée (suite)

e) Mercure

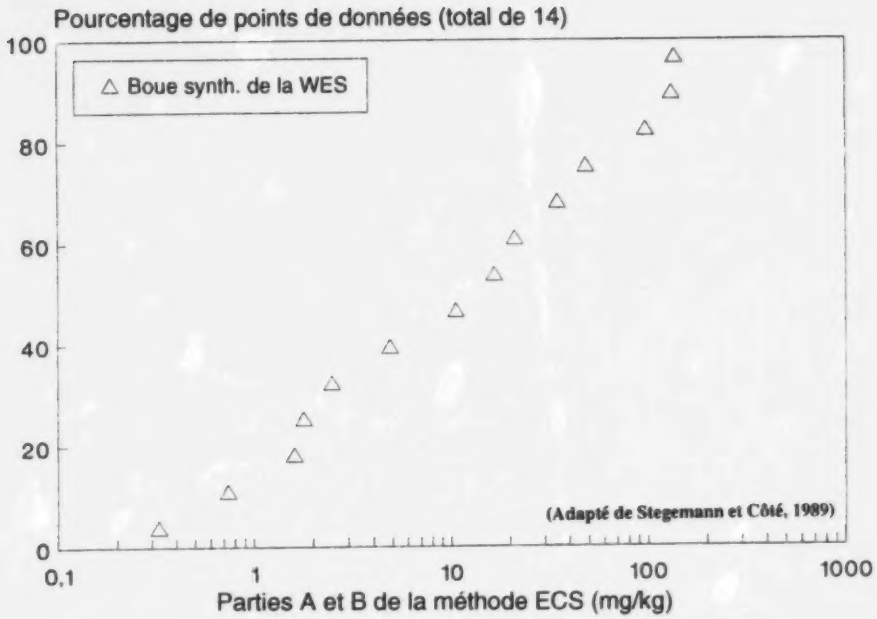


Figure 7 Graphique de distribution de la quantité susceptible d'être lixiviée (suite)

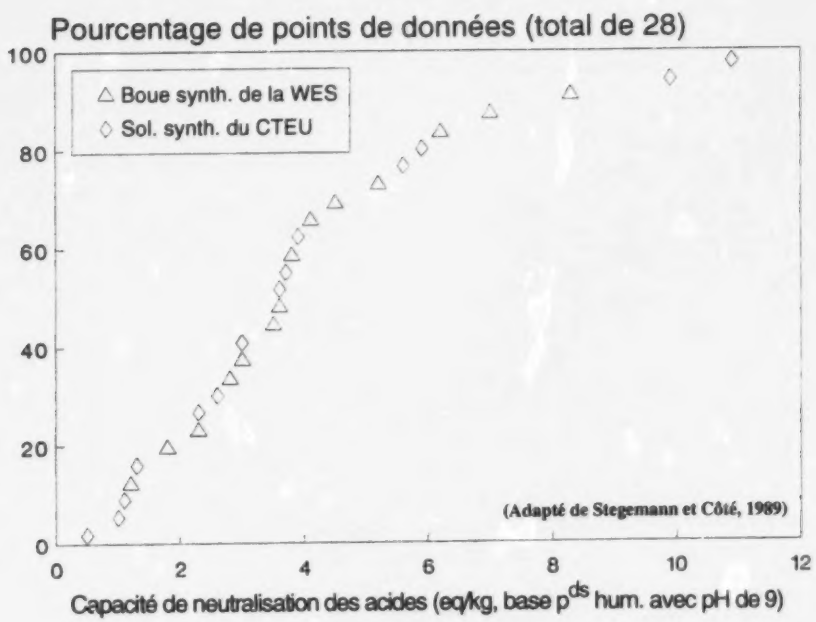
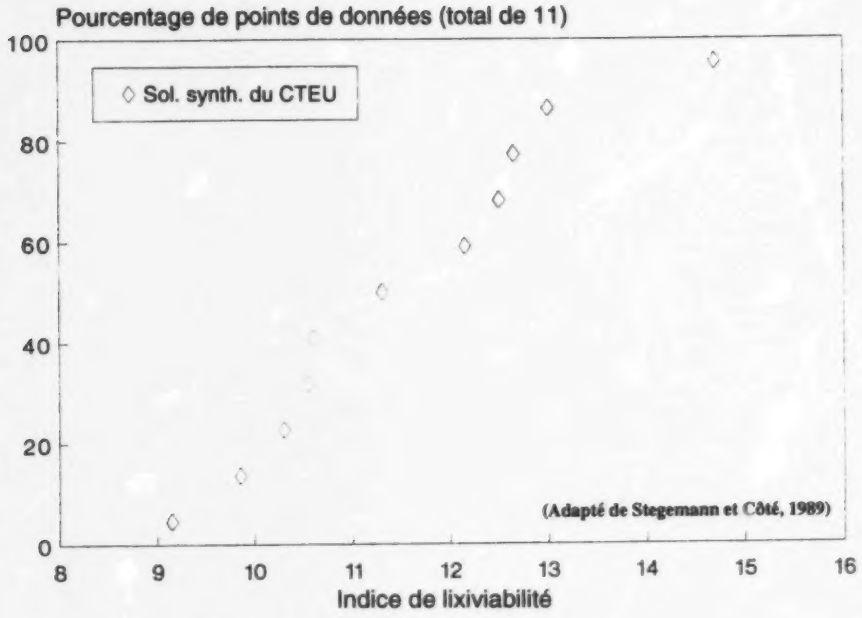


Figure 8 Graphique de distribution de la capacité de neutralisation des acides

a) Arsenic



b) Cadmium

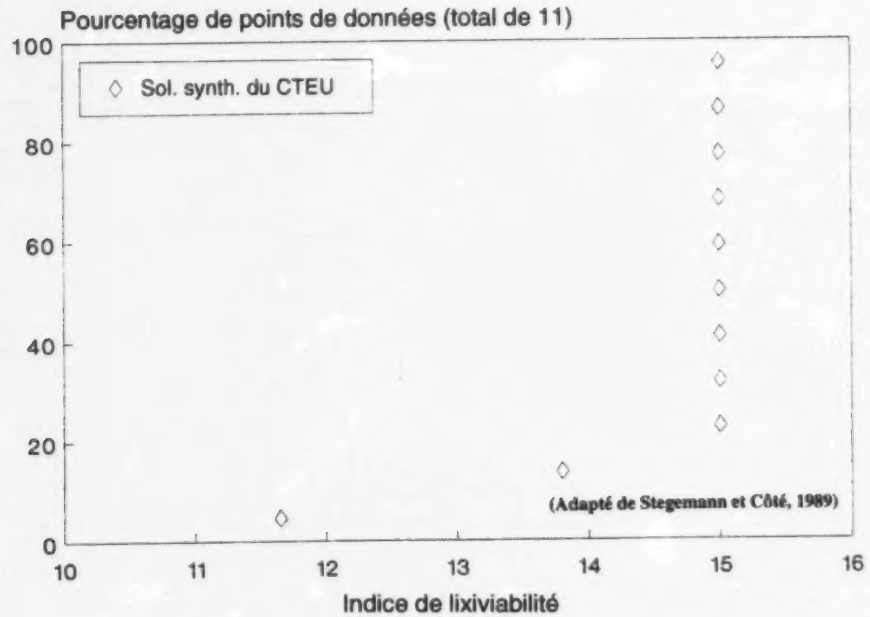
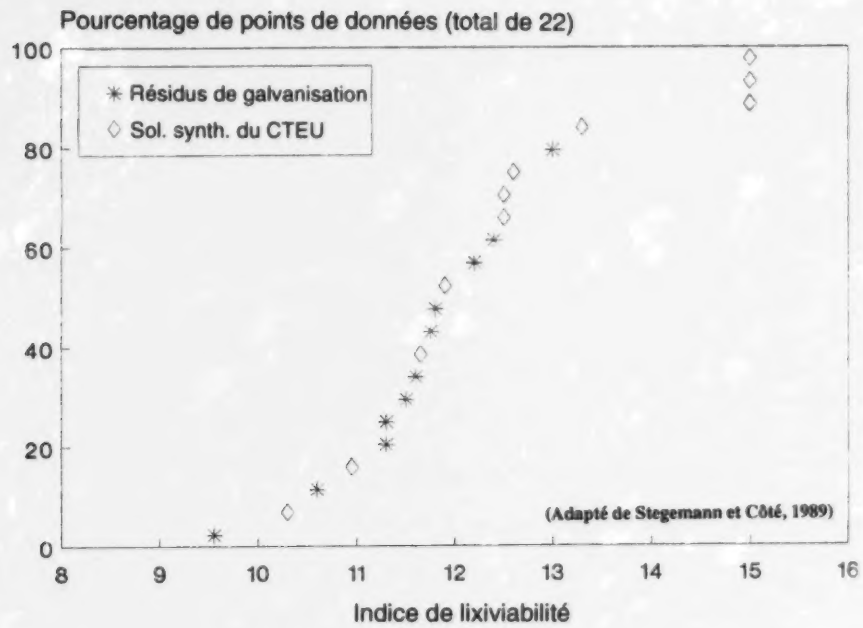


Figure 9 Graphique de distribution de la mobilité des contaminants dans la matrice

c) Chrome



d) Plomb

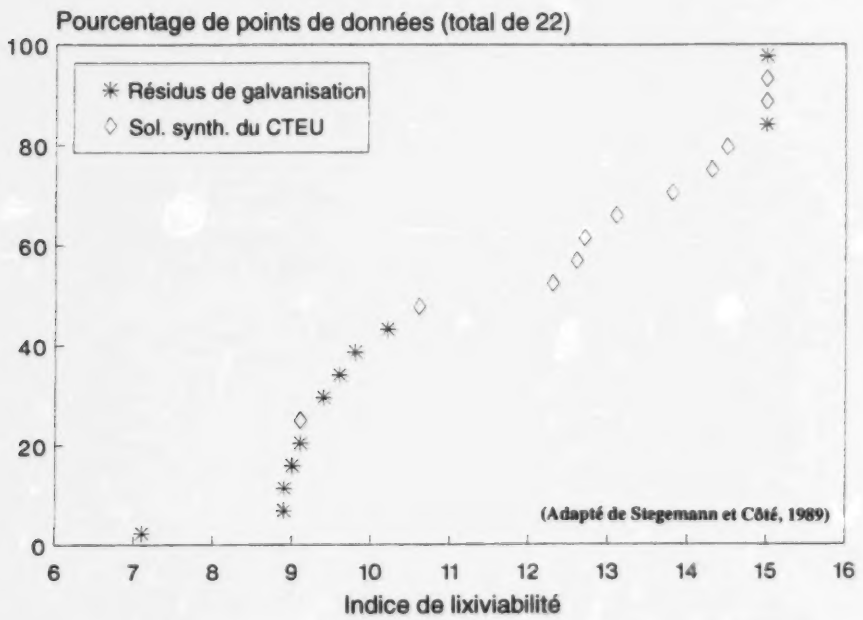
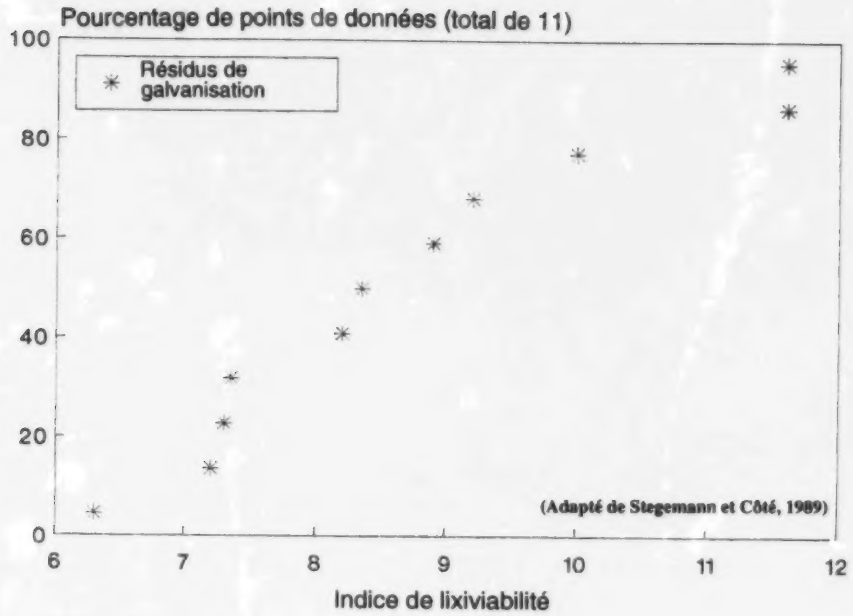


Figure 9 Graphique de distribution de la mobilité des contaminants dans la matrice (suite)

e) Cyanure total



f) Phénol

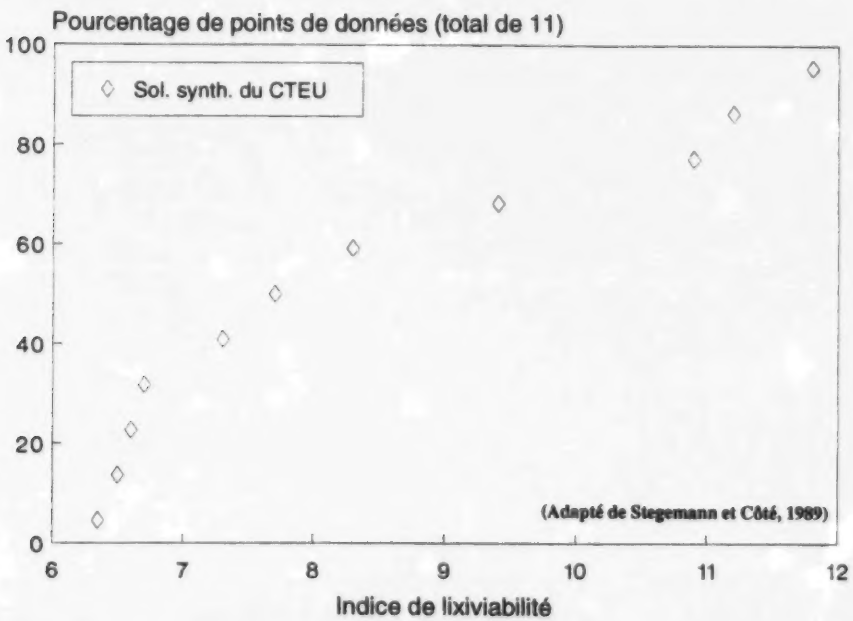


Figure 9 **Graphique de distribution de la mobilité des contaminants dans la matrice (suite)**

g) Pentachlorophénol

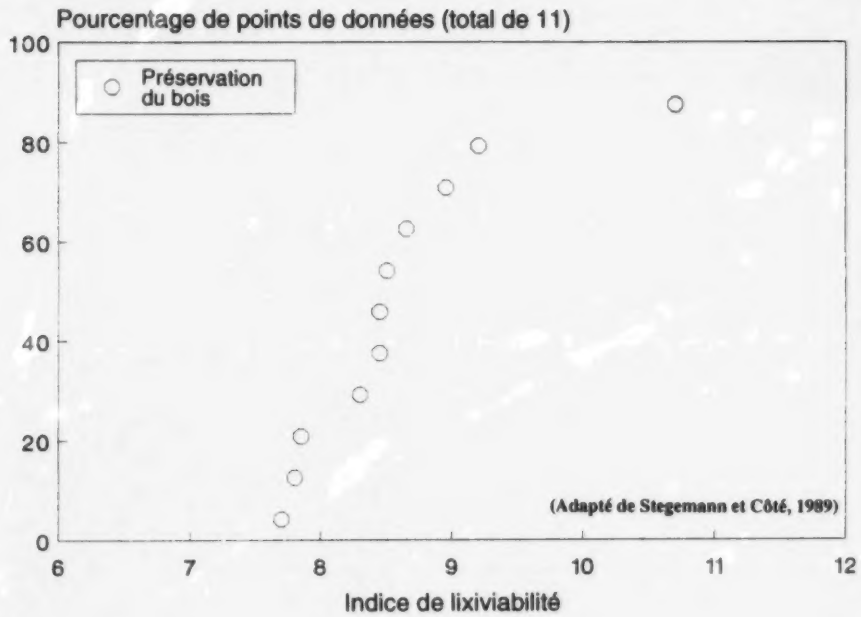


Figure 9 **Graphique de distribution de la mobilité des contaminants dans la matrice (suite)**

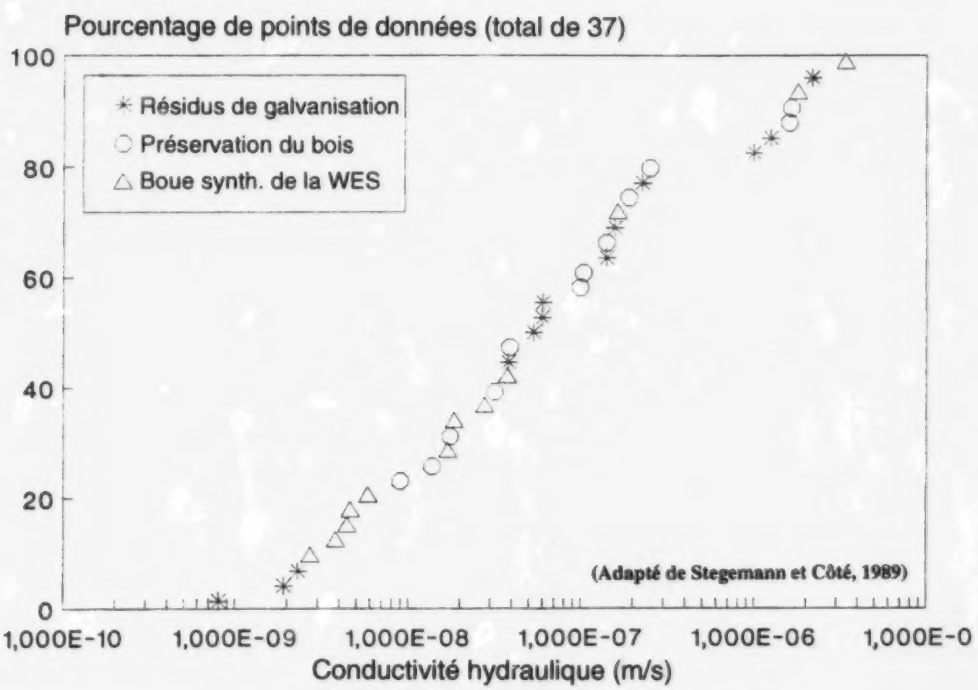


Figure 10 **Graphique de distribution de la conductivité hydraulique**

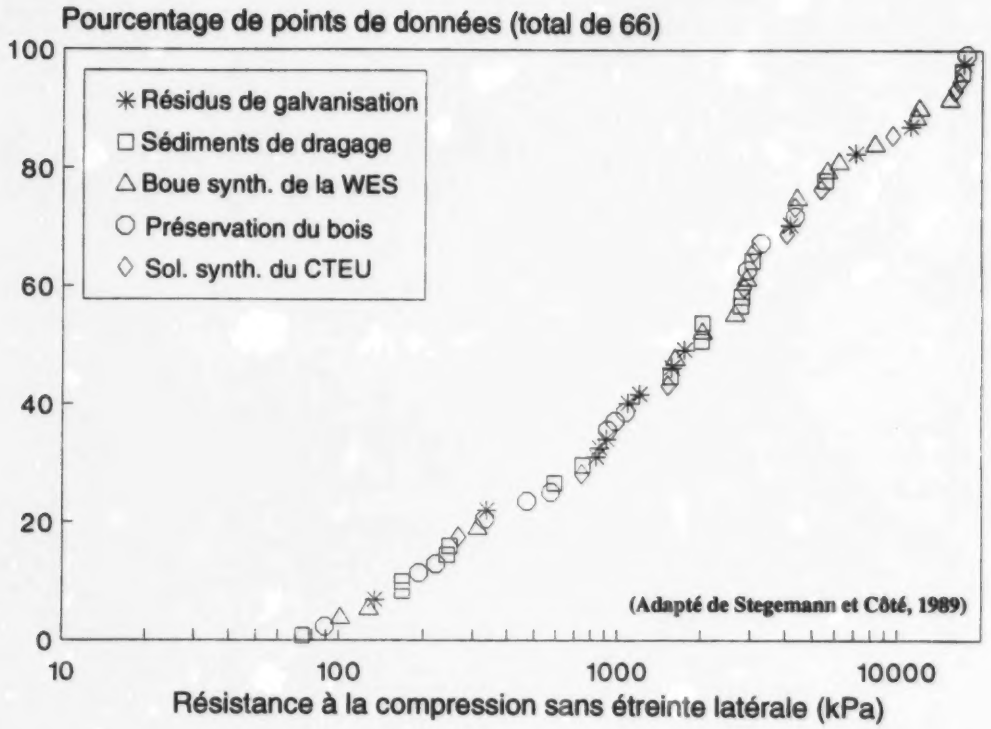


Figure 11 Graphique de distribution de la résistance à la compression sans étreinte latérale

a) Altération due au gel/dégel

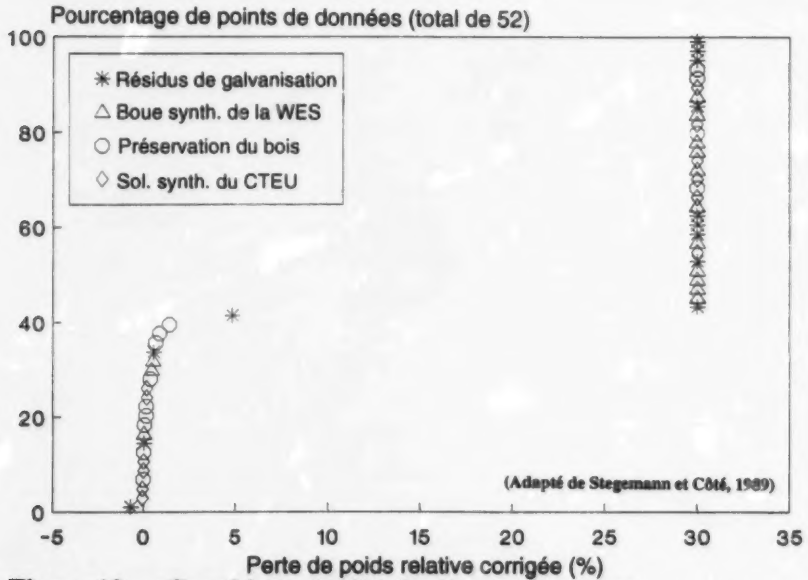


Figure 12 Graphique de distribution de l'altération

b) Altération due au mouillage/séchage

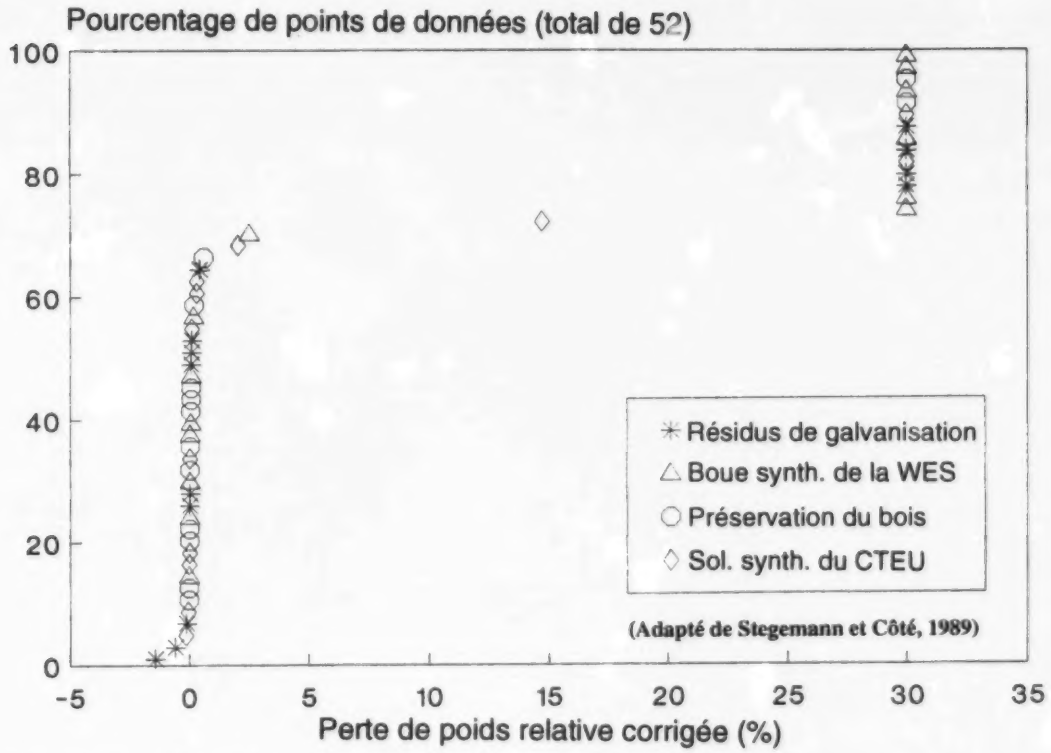


Figure 12 Graphique de distribution de l'altération (suite)

7.1 Évaluation de niveau 0

On a examiné les cinq déchets bruts distribués dans le cadre du projet conjoint afin de trouver les contaminants inorganiques et organiques présents et de choisir par la suite un ensemble de contaminants devant être surveillés lors de tous les essais de lixiviation. Les contaminants choisis ainsi que leur concentration apparaissent au tableau 5. Les concentrations des 69 produits solidifiés ont été obtenues par calcul (on divise les concentrations dans les déchets bruts par les facteurs de variation massique, en supposant que les quantités de contaminants présentes dans les additifs sont négligeables). Les facteurs de variation de poids pour les produits solidifiés vont de 1,14 à 6,04, avec une médiane de 1,79.

Les porosités mesurées des 69 produits apparaissent à la figure 5; leurs valeurs se situent entre 0,16 et 0,81. Même si aucune limite n'est imposée pour la porosité, ces chiffres confirment que tous les déchets solidifiés à base de ciment sont plus ou moins poreux. Cela facilite l'interprétation des résultats des autres essais.

7.2 Évaluation de niveau 1

Les concentrations initiales des contaminants et les quantités de contaminants susceptibles d'être lixiviées sont présentées respectivement aux figures 6 et 7. Les critères de rendement pour les deux

propriétés doivent être respectés pour qu'un déchet S/S soit jugé satisfaisant pour un certain scénario au niveau 1.

Les concentrations initiales des contaminants dans le lixiviat apparaissant à la figure 6 peuvent être comparées aux limites relatives à l'eau potable (Santé nationale et Bien-être social Canada, 1987) :

arsenic = 0,05 mg/L
cadmium = 0,005 mg/L
chrome = 0,05 mg/L
plomb = 0,05 mg/L
cuivre = 1 mg/L
mercure = 0,001 mg/L
zinc = 5 mg/L
cyanure total = 0,2 mg/L
nickel, phénol et
pentachlorophénol = non précisée.

En ce qui concerne l'arsenic, le cadmium, le plomb, le mercure, le cuivre et le zinc, la plupart des concentrations initiales du lixiviat sont inférieures aux limites données pour l'eau potable. Peu de lixiviats provenant des déchets S/S possédaient des concentrations de chrome supérieures aux limites susmentionnées, alors qu'un grand nombre des lixiviats renfermaient relativement beaucoup de cyanure, de phénol et de pentachlorophénol.

Les quantités susceptibles d'être lixiviées sont présentées à la figure 7 comme la somme des parties A et B de la méthode d'extraction chimique séquentielle (Stegemann et Côté, 1991; méthode 12). Cette somme devrait être équivalente aux résultats obtenus avec la méthode TCLP modifiée qui est recommandée dans le présent protocole. En comparant ces quantités aux critères du tableau 4, on peut voir que cette méthode est utile à la distinction des différents procédés de stabilisation/solidification.

Le graphique de distribution de la capacité de neutralisation des acides (figure 8) indique qu'essentiellement tous les déchets solidifiés satisfont au critère pour les scénarios d'utilisation limitée et d'élimination dans une décharge séparée (1 eq/kg avec un pH de 9). La plupart des déchets solidifiés testés respectent le critère pour les décharges contrôlées (3 eq/kg avec un pH de 9).

En résumé, une évaluation de niveau 1 paraît très sévère. Seuls les contaminants inorganiques liés chimiquement dans la matrice peuvent présenter des concentrations initiales conformes aux seuils imposés pour l'eau potable. La présence de contaminants organiques ou de cyanure causerait probablement un échec de l'essai au niveau 1. Très peu de déchets S/S satisferaient, pour les scénarios d'utilisation, aux critères relatifs à la quantité susceptible d'être lixiviée, mais plusieurs réussiraient pour les scénarios d'élimination dans une décharge séparée ou contrôlée. Les méthodes d'essai rigoureuses et les critères sévères du niveau 1 forcent l'exécution d'une évaluation de niveau 2, sauf pour les déchets à faible teneur en contaminants inorganiques ou les procédés donnant un rendement exceptionnel.

7.3 Évaluation de niveau 2

Les données sur la mobilité des contaminants dans la matrice, exprimées en indices de lixiviabilité, sont présentées à la figure 9. Dans le cas des métaux comme l'arsenic, le cadmium, le chrome et le plomb, les déchets solidifiés satisfont facilement aux critères de 8 et 9 établis pour les différents

scénarios. En ce qui a trait au cyanure, au phénol et au pentachlorophénol, seule une partie des produits donne les résultats voulus.

La figure 10 montre qu'un faible pourcentage (20 %) des déchets solidifiés mis à l'essai possèdent une conductivité hydraulique inférieure aux critères proposés pour les scénarios d'élimination dans une décharge séparée ou contrôlée (10^{-8} m/s). Un seul déchet solidifié pourrait respecter le critère pour le scénario d'utilisation limitée (10^{-9} m/s). Ces critères semblent donc très sévères. Une conductivité hydraulique faible constitue cependant la seule propriété d'importance qui assure la durabilité des déchets en empêchant tout contact avec l'eau et en provoquant une lixiviation contrôlée par diffusion. La technologie du béton possédant des solutions pour préparer des matrices à faible conductivité hydraulique, on croit qu'il serait facile de les adapter aux déchets solidifiés.

Les données sur la résistance à la compression sans étreinte latérale présentées à la figure 11 indiquent que la plupart des produits de déchets solidifiés peuvent respecter les critères établis de 350 et 3 500 kPa. On peut aisément accroître la résistance physique en ajoutant encore davantage de ciment, ce qui fait toutefois augmenter le volume.

Les résultats de l'altération après 12 répétitions des cycles de gel/dégel et de mouillage/séchage apparaissent à la figure 12 sous forme de pertes de poids cumulatives corrigées. On a attribué aux échantillons n'ayant pas résisté aux 12 répétitions des cycles une perte de poids de 30 % (aucune perte supérieure à 30 % n'a été mesurée). Ces données montrent une différence sensible entre les déchets solidifiés durables et non durables. Les échantillons ayant résisté aux 12 répétitions des cycles ont perdu peu de poids (<3%).

En résumé, les critères de rendement recommandés pour une évaluation de niveau 2 correspondent aux propriétés mesurées des déchets solidifiés mis à l'essai. Les méthodes d'essai sont donc valables pour juger si le rendement est acceptable ou non. Les résultats obtenus montrent que deux éléments doivent être améliorés : 1) le confinement des contaminants organiques et 2) la réduction de la conductivité hydraulique.

Section 8

Résumé

Le présent protocole constitue la première tentative d'élaboration d'un guide de gestion des déchets solidifiés. Il existe trois niveaux d'essai de caractérisation des déchets S/S permettant de déterminer l'importance et l'efficacité relatives des mécanismes chimique et physique de confinement. On se sert des résultats obtenus lors des essais pour juger si le bloc de déchets satisfait aux critères de l'un des quatre scénarios d'utilisation ou d'élimination (voir la figure 2). Alors qu'une série d'essais (tableau 2) et de critères de rendement (tableaux 3 et 4) sont proposés à partir des connaissances actuelles, on espère que le protocole évoluera au fur et à mesure que la base de données sur les propriétés mesurées s'élargira et que notre compréhension des processus fondamentaux régissant la lixiviation à long terme s'améliorera, grâce à une recherche accrue dans le domaine de la caractérisation et de la modélisation.

Il faudrait en particulier mener une étude sur le terrain afin d'évaluer la capacité du protocole à caractériser les propriétés d'un déchet S/S. Cela faciliterait l'établissement de critères de rendement réalistes et permettrait d'améliorer notre compréhension de la variabilité des indicateurs de rendement. Puisque tout le protocole décrit ici vise à permettre l'évaluation initiale complète d'un procédé de solidification, pour un déchet donné, il serait également souhaitable que l'on mette au point des essais de tri assurant un contrôle de la qualité plus efficace.

Références

AIChE, «Dry Solids, Paste and Dough Mixing Equipment», American Institute of Chemical Engineers, New York, 1979.

American Nuclear Society, «Measurement of the Leachability of Solidified Low-level Radioactive Wastes by a Short-term Test Procedure», méthode ANSI/ANS 16.1, 1986.

ATKINSON, A., «The Influence of Wasteform Permeability on the Release of Radionuclides from a Repository», *Nuclear and Chemical Waste Management*, 5:203-214, 1985.

CALLEJA, J., «Durability», *Proceedings of the 7th International Congress on the Chemistry of Cement*, Éditions Septima, Paris, 1980.

CÔTÉ, P. L., «Contaminant Leaching from Cement-based Waste Forms under Acidic Conditions», thèse de doctorat, université McMaster, 1986.

CÔTÉ, P. L., «Leaching Criteria for the Utilization and Disposal of Ashes», *Proceedings of the Municipal Solid Waste Ash Utilization Conference*, Philadelphie (Pennsylvanie), 13-14 octobre 1988.

CÔTÉ, P. L. et T. R. BRIDLE, «Long-term Leaching Scenarios for Cement-based Waste Forms», *Waste Management & Research*, 5:55-66, 1987.

CÔTÉ, P. L., R. CALDWELL et C. C. CHAO, «Physical and Chemical Containment of Organic Contaminants in Solidified Wastes», *Waste Management*, 10:95-102, 1990.

CÔTÉ, P. L., T. W. CONSTABLE et A. MOREIRA, «An Evaluation of Cement-based Waste Forms Using the Results of Approximately Two Years of Dynamic Leaching», *Nuclear and Chemical Waste Management*, 7:129-139, 1987.

CTEU (Centre technique des eaux usées), «Analytical Methods for the Investigation of Test Methods for Solidified Waste Characterization», document interne, 1985.

CTEU (Centre technique des eaux usées), «Compendium d'essais de lixiviation des déchets», Série de la protection de l'environnement SPE 3/HA/7, Environnement Canada, 1990.

CULLINANE, J., M. BRICKA et N. FRANCINGUES, «An Assessment of Materials that Interfere with Stabilization/Solidification Processes», compte rendu du 13th Annual Research Symposium, Cincinnati (Ohio), Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, Environmental Protection Agency des États-Unis, du 2 au 8 mai 1987.

États-Unis, Environmental Protection Agency, «Test Methods for the Evaluation of Solid Wastes, Physical/Chemical Methods», SW-846, Office of Water and Waste Management, Washington (DC), 1980.

États-Unis, Environmental Protection Agency, «EPA Statutory Interpretive Guidance Document #530-SW-86-016», juin 1986.

Federal Register, Part II, Environmental Protection Agency, 40 CFR Part 261 *et al.*, «The Hazardous Waste Management System: Identification and Listing of Hazardous Waste: Toxicity Characteristics Revision: Final Rule», vol. 55, nº 61, 29 mars 1990.

Gouvernement de l'Ontario, «Règlement 309, Révision des règlements de l'Ontario, 1980, modification du règ. 138/90 en vertu de la *Loi sur la protection de l'environnement*», ministère de l'Environnement de l'Ontario, janvier 1990.

JUNGLING, T. et J. GREEVES, «NRC Regulations and Experience with Solidification/Stabilization Technology», *Environmental Aspects of Stabilization and Solidification of Hazardous and Radioactive Wastes*, P.L. Côté et M. Gilliam, (éd.), ASTM STP 1033, American Society for Testing and Materials, Philadelphie (Pennsylvanie), 1989.

Santé nationale et Bien-être social, Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable, «Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada», 1987.

PICIULO, P. L., C. E. SHEA et R. E. BARTELLA, «Biodegradation Testing of Solidified Low-level Waste Streams», rapport NUREG/VCR-4200, BNL-NUREG-51868, préparé par Brookhaven National Laboratory pour la U.S. Nuclear Regulatory Commission, 1985.

SHACKELFORD, C. D., «Diffusion as a Transport Process in Fine-grained Barrier Material», *Geotechnical News*, 6(2):24-27, 1988.

STEGEMANN, J. et P. L. CÔTÉ, «Programme conjoint d'étude de méthodes d'essai pour l'évaluation des déchets solidifiés», Série de la protection de l'environnement SPE 3/HA/8, Environnement Canada, 1991.

STEGEMANN, J. et P. L. CÔTÉ, «Summary of an Investigation of Test Methods for Solidified Waste Evaluation», *Waste Management*, 10:41-52, 1990.

ZNIDARCIC, D., R. L. SCHIFFMAN et M. K. MALONE, «The Flow Pump Test Permeability Test», rapport préparé pour le US Bureau of Reclamation, Geotechnical Division, Department of Civil, Environmental and Architectural Engineering, University of Colorado, août 1986.

Annexe

Sources des méthodes d'essai

On peut se procurer les méthodes d'essai indiquées au tableau 2 en s'adressant aux organismes suivants :

1) Protocole du CTEU (Stegemann et Côté, 1991; Annexe B) :

   Méthode 1 : Préparation et durcissement des échantillons

   Méthode 2 : Masse volumique en vrac

   Méthode 3b : Densité relative - Méthode par voie sèche

   Méthode 4 : Teneur en eau

   Méthode 5 : Conductivité hydraulique à pression décroissante

   Méthode 6 : Résistance à la compression sans étreinte latérale

   Méthode 9 : Extraction à l'équilibre

   Méthode 11 : Capacité de neutralisation des acides

   M^me^ J. Stegemann
   Centre technique des eaux usées
   867 Lakeshore Road
   C.P. 5050
   Burlington (Ontario)
   L7R 4A6

2) United States Bureau of Reclamation (1988): Heat of Neutralization Méthode en vue de déterminer le contenu du ciment.

   M. P. C. Knodel
   Geotechnical Services Branch
   US Department of Interior
   Bureau of Reclamation (Denver Office)
   P.O. Box 2
   Denver Federal Center
   Denver, CO 80225-0007

3) ANSI/ANS 16.1: Measurement of the leachability of solidified wastes by a short-term procedure.

   American Nuclear Society
   555 North Kensington Avenue
   La Grange Park, IL 60525

4) Normes ASTM :
   G 21-70 Standard Practice for Determining Resistance of Synthetic Polymeric Materials to Fungi

   G 22-76 Standard Practice for Determining Resistance of Plastics to Bacteria

   D 4842-89 Standard Test Method for Freezing and Thawing Test of Solid Waste

   D 4843-89 Standard Test Method for Wetting and Drying Test of Solid Waste

   American Society for Testing and Materials
   1916 Race Street
   Philadelphia, PA 19103

5) Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) de l'Environmental Protection Agency des États-Unis Federal Register, Part II, Vol. 55, No. 61, mardi, 29 mars 1990.